Santé et Bien-être social Canada
Health and Welfare Canada

Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada

Canada

Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada

Document préparé par le
Groupe de travail fédéral-provincial sur la qualité
des eaux à usage récréatif du
Comité consultatif fédéral-provincial de
l'hygiène du milieu et du travail

Publication autorisée par le
ministre de la Santé nationale et du Bien-être social

Also available in English under the title :
Guidelines for Canadian Recreational Water Quality

92-05696/

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada, 1992

En vente au Canada par l'entremise
de nos agents libraires agréés et autres librairies

ou par la poste au

Centre d'édition du gouvernement du Canada
Approvisionnements et Services Canada
Ottawa, Canada K1A 0S9

Cat. H49-70/1991F
ISBN 0-660-93497-3

Table des matières

		Page
Préface		5
Membres du Groupe de travail fédéral-provincial sur la qualité des eaux à usage récréatif		6
Remerciements		8
1.	But et portée	9
2.	Exigences relatives à la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives	10
2.1	Évaluations de l'hygiène du milieu	10
2.2	Données épidémiologiques	11
2.3	Limites des micro-organismes indicateurs	11
2.4	Présence de germes pathogènes	12
3.	Caractéristiques microbiologiques	14
3.1	Micro-organismes indicateurs utilisés en eau douce	15
3.1.1	***Escherichia coli*** et coliformes fécaux	15
3.2	Micro-organismes indicateurs utilisés en eau de mer	24
3.2.1	Entérocoques	24
3.3	Coliphages	28
3.4	Germes pathogènes	29
3.4.1	***Pseudomonas aeruginosa***	29
3.4.2	***Staphylococcus aureus***	32
3.4.3	***Salmonella***	35
3.4.4	***Shigella***	37
3.4.5	***Aeromonas***	39
3.4.6	***Campylobacter jejuni***	41
3.4.7	***Legionella***	43
3.4.8	Virus	44
3.4.9	Protozoaires	47
3.4.10	Phytoplancton toxique	50

Page

4. Organismes indésirables 56

5. Caractéristiques physiques et chimiques 60
5.1 pH 60
5.2 Température 61
5.3 Esthétique 63
5.3.1 Turbidité 64
5.3.2 Limpidité et pénétration de la lumière 65
5.3.3 Couleur 66
5.3.4 Huile et graisse 68
5.4 Caractéristiques chimiques 68
5.4.1 Produits chimiques inorganiques 69
5.4.2 Produits chimiques organiques 69

6. Échantillonnage et analyse microbiologique 71
6.1 Échantillonnage 71
6.1.1 Choix des lieux d'échantillonnage 71
6.1.2 Fréquence de l'échantillonnage 72
6.1.3 Méthodes de prélèvement des échantillons d'eau 73
6.1.4 Méthodes de prélèvement des échantillons de sédiments 73
6.1.5 Conservation et entreposage des échantillons 74
6.2 Méthodes d'analyse microbiologique 74
6.2.1 ***Escherichia coli*** et coliformes fécaux 74
6.2.2 Entérocoques 77
6.2.3 ***Pseudomonas aeruginosa*** 77
6.2.4 ***Staphylococcus aureus*** 77
6.2.5 ***Salmonella*** et ***Shigella*** 78
6.2.6 ***Aeromonas*** 78
6.2.7 ***Campylobacter jejuni*** 78
6.2.8 ***Legionella*** 78
6.2.9 Protozoaires 78
6.2.10 Virus et coliphages 79
6.2.11 Phytoplancton toxique 79

7. Affichage relatif aux eaux utilisées à des fins récréatives 81

Annexe 1 : Évaluation de l'hygiène du milieu d'une zone de baignade 83

Bibliographie 86

Préface

Au Canada, l'utilisation croissante des eaux de surface pour des activités récréatives comportant un contact du corps avec cet élément et l'augmentation du nombre de sources d'eaux usées industrielles et municipales qui se déversent dans les eaux de surface exigent que soient formulées des recommandations relatives à la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives. En 1988, le Comité consultatif fédéral-provincial de l'hygiène du milieu et du travail a demandé l'établissement d'un groupe de travail chargé de réviser les recommandations ayant trait à la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada établies en 1983.

Pour préparer le présent document, le Groupe de travail a étudié attentivement les critères existants et les indicateurs couramment utilisés pour juger de la qualité de l'eau au point de vue de l'hygiène; il a également examiné les données sur la qualité des eaux recueillies dans des sites récréatifs situés dans différentes parties du Canada; enfin, il a revu les études épidémiologiques appropriées. Cette étude a été effectuée entre avril 1988 et juillet 1989. Les limites maximales s'appliquant aux micro-organismes indicateurs sont présentées en unités par litre, conformément aux directives du SI (Système international d'unités). Nous espérons que le présent document servira de recommandations au niveau national et que son application judicieuse par les opérateurs et les autorités responsables constituera une mesure de sécurité pour tous les Canadiens.

Membres du Groupe de travail fédéral-provincial sur la qualité des eaux à usage récréatif

Alberta
M. John Shaw
Environmental Health
Services
Alberta Health
10030-107 Street
Edmonton (Alberta)
T5J 3E4

Colombie-Britannique
Dr Shaun Peck
Capital Regional District
524 Yates Street
P.O. Box 1000
Victoria (Colombie-Britannique)
V8W 2S6

Manitoba
Dr Laila Sekla
Cadham Provincial
Laboratory
B.P. 8450,
750, av. William
Winnipeg (Manitoba)
R3C 3Y1

Nouveau-Brunswick
M. Mark Allen
Ministère de la Santé et des
Services communautaires
du Nouveau-Brunswick
C. P. 6000
Carleton Place, rue King
Fredericton (Nouveau-Brunswick)
E3B 5H1

Nouvelle-Écosse
M. Robert Sumarah
Victoria General Hospital
Microbiology Department
Mackenzie Building
5788, av. University
Halifax (Nouvelle-Écosse)
B3H 1V8

Ontario
M. Eric Leggatt (président)
Ministère de l'Environnement
de l'Ontario
Direction générale de la
coordination des contaminants
dangereux
135, av. St-Clair Ouest
Toronto (Ontario)
M4V 1P5

Québec
Mme Denise Gouin
(membre correspondant)
Ministère de
l'Environnement
3900, rue Marly
Sainte-Foy (Québec)
G1X 4E4

Saskatchewan
M. Douglas Terry
Saskatchewan Health
B.P. 6500, 105, rue Crawford
Melfort (Saskatchewan)
S0E 1A0

Environnement Canada
Dr Margaret Taylor
Direction générale de la qualité des eaux
Environnement Canada
Place Vincent Massey
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

Ministère de la Santé nationale et du Bien-être social
Dr Richard Tobin
Direction de la santé du milieu
Parc Tunney
Ottawa (Ontario)
K1A 0L2

M. William Robertson
Secrétariat
Direction de la santé du milieu
Parc Tunney
Ottawa (Ontario)
K1A 0L2

Remerciements

Les membres du Groupe de travail sur la qualité des eaux à usage récréatif désirent remercier les personnes qui ont bien voulu prendre le temps d'étudier le présent rapport et de transmettre leurs commentaires.

1. But et portée

Les eaux à vocation récréative sont les eaux naturelles utilisées non seulement pour des activités avec contact direct, comme la nage, la planche à voile ou le ski nautique, mais également pour des activités avec contact indirect, comme la navigation de plaisance et la pêche. Dans le présent document, l'utilisation récréative se définit comme toute activité comprenant l'immersion intentionnelle (p. ex., la nage) ou accidentelle (p. ex., le ski nautique) du corps, y compris la tête, dans les eaux naturelles. Une eau naturelle peut se définir comme tout plan d'eau de mer, d'eau douce ou d'eau d'estuaire, ou tout réservoir artificiel d'eau naturelle non traitée. Les piscines étant soumises à des méthodes de traitement et à des réglementations provinciales spécifiques destinées à protéger la santé publique (p. ex., normes de désinfection et de construction), elles ne sont pas étudiées dans cette publication.

Les recommandations ont trait aux dangers pour la santé qui sont associés à l'utilisation des eaux à des fins récréatives, ainsi qu'aux conditions d'esthétique et de salubrité. Parmi les dangers que les contacts directs avec l'eau représentent pour la santé, on peut citer des infections transmises par des micro-organismes pathogènes, ainsi que des lésions et des troubles dus aux propriétés chimiques et physiques de l'eau. Les recommandations porteront sur l'utilisation des micro-organismes indicateurs (entérocoques, ***Escherichia coli***, autres coliformes fécaux et coliphages), de même que sur les risques pour la santé que représente l'exposition à des bactéries, à des virus, à des protozoaires pathogènes présents dans l'eau et à des algues bleues toxiques. Nous traiterons également de l'échantillonnage des eaux utilisées à des fins récréatives. Les autres sections seront consacrées aux caractéristiques physiques, chimiques et esthétiques, aux organismes indésirables, aux méthodes microbiologiques d'échantillonnage et d'analyse, ainsi qu'à l'affichage relatif aux plages et aux autres eaux utilisées à des fins récréatives.

Les limites recommandées dans le présent document seront périodiquement révisées à mesure que nous disposerons de données nouvelles ou plus significatives. Elles ne doivent pas être considérées comme des normes ayant force de loi, sauf quand elles sont promulguées par un organisme provincial ou fédéral compétent. L'utilisation judicieuse de ces recommandations devrait permettre d'offrir, à des fins récréatives, des eaux salubres et agréables dans tout le Canada. Nous espérons que dans l'avenir, de nouvelles études épidémiologiques permettront de faire des recommandations plus précises encore.

2. Exigences relatives à la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives

Les eaux utilisées à des fins récréatives doivent être suffisamment exemptes de dangers d'origine microbiologique, physique et chimique pour que le risque qu'elles présentent pour la santé et la sécurité des usagers soit négligeable. La détermination du risque d'infection ou de nocivité provenant de dangers de nature microbiologique, physique ou chimique est basée sur un certain nombre de facteurs, dont les suivants :

- l'évaluation de l'hygiène du milieu;
- les données épidémiologiques;
- les micro-organismes indicateurs;
- la présence de germes pathogènes.

La décision de poser un panneau d'avertissement à l'intention des utilisateurs d'une aire d'activités récréatives ou celle d'interdire au public d'utiliser une aire appartient aux médecins fonctionnaires ou autres autorités compétentes, conformément aux lois et aux règlements existants dans chaque province. Cette décision doit être fondée sur une évaluation des dangers réels à partir des renseignements dont on dispose à propos des facteurs mentionnés ci-dessus.

2.1 Évaluations de l'hygiène du milieu

Chaque année, avant la saison de baignade, une aire d'activités récréatives doit être soumise à une évaluation de l'hygiène du milieu, de même que le versant ou la région à partir de laquelle l'eau s'écoule vers cette aire. L'enquête doit identifier toutes les sources possibles de contamination et tous les dangers physiques risquant d'atteindre l'aire d'activités récréatives. L'annexe 1 comprend une liste de contrôle qui pourrait être utile à l'inspecteur de la santé ou à toute autre personne autorisée à effectuer cette évaluation.

L'attention doit être portée sur les points suivants :

- le risque que des eaux usées inadéquatement traitées, des matières fécales ou des produits chimiques pénètrent dans l'eau du fait d'un rejet ou d'un déversement;

- les émissaires d'évacuation de la région qui peuvent contenir des eaux usées, des eaux de pluie d'origine urbaine ainsi que des eaux de ruissellement ou de rejet d'origine agricole;
- l'inspection de la région en vue de détecter les dangers physiques;
- une évaluation de la variation des dangers selon les saisons, de la densité des baigneurs, de la température de l'eau, de la fréquence de renouvellement ou de circulation de l'eau, des variations de la profondeur de l'eau et de l'émergence de prolifération d'algues;
- les fluctuations de la qualité de l'eau en fonction des chutes de pluie (temps sec et temps humide);
- un mécanisme de transmission des informations permettant aux autorités de la santé d'être informées de tout mauvais fonctionnement ou de toute modification d'une installation de traitement des rejets municipale, privée ou industrielle risquant de provoquer une détérioration des eaux dans une zone de baignade.

2.2 Données épidémiologiques

Les autorités de santé locales qui sont chargées de faire des recommandations au sujet d'une zone d'activités récréatives doivent, dans la mesure du possible, établir une surveillance portant sur les maladies ou les lésions observées chez les baigneurs. Cette surveillance peut s'effectuer au moyen d'études épidémiologiques approfondies ou par les informations transmises, de façon officielle ou non, par les médecins et les services d'urgence des hôpitaux. La surveillance peut être renforcée dans les cas où des maladies ou des lésions suspectées ont été rapportées. À la suite d'une telle surveillance, la qualité de l'eau peut être considérée comme compromise et justifier des recommandations appropriées. Les méthodes d'investigation à employer à propos des maladies associées aux eaux utilisées à des fins récréatives doivent être conformes aux recommandations données dans *Procedures to Investigate Waterborne Illness* (International Association of Milk, Food and Environmental Sanitarians, Inc. 1979).

2.3 Limites des micro-organismes indicateurs

Un ou plusieurs micro-organismes indicateurs doivent être choisis par l'autorité locale de la santé en consultation avec les microbiologistes de laboratoire de chaque région. Les micro-organismes indicateurs recommandés

pour la surveillance systématique de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives sont les suivants : entérocoques, ***Escherichia coli*** ou coliformes fécaux.

Le choix du micro-organisme indicateur et de sa méthode de numération sera déterminé en fonction des facteurs suivants :

- selon qu'il s'agit d'eau de mer (salée), d'eau douce ou d'eau d'estuaire (de salinité variable);
- la présence d'une turbidité qui risque de gêner les méthodes microbiologiques;
- toute corrélation connue entre les maladies et les niveaux de micro-organismes indicateurs;
- la proportion des coliformes fécaux de la région qui sont des ***E. coli***, si les coliformes fécaux sont utilisés comme micro-organismes indicateurs;
- l'expérience locale de la surveillance au moyen d'un micro-organisme particulier.

Dans les sections suivantes se trouvent les limites recommandées pour chaque micro-organisme et les critères permettant de choisir le micro-organisme qui convient en vue d'une surveillance systématique. On y trouvera également les recommandations à suivre pour l'échantillonnage et les méthodes microbiologiques.

La décision d'effectuer la surveillance microbiologique systématique d'une aire d'activités récréatives sera prise par les autorités locales de la santé ou par tout autre organisme responsable, en fonction de l'usage de l'aire d'activités récréatives, de l'évaluation de l'hygiène du milieu et des données épidémiologiques.

2.4 Présence de germes pathogènes

Des tests de dépistage de germes pathogènes doivent être entrepris dès qu'on reçoit des rapports d'une maladie d'étiologie particulière, quand on soupçonne une maladie de cause indéterminée ou encore quand le niveau des micro-organismes présente un danger constant. Les tests aideront à déterminer la nature de la contamination (p. ex., pollution par les eaux usées, eaux de ruissellement d'origine agricole ou urbaine, contamination par les baigneurs).

Les autorités locales de la santé doivent prendre des mesures quand des micro-organismes pathogènes sont décelés en quantité suffisante ou assez fréquemment pour être considérés comme dangereux. Ces germes pathogènes

peuvent être ***Aeromonas*** spp, ***Pseudomonas aeruginosa***, ***Staphylococcus aureus***, ***Shigella*** spp., ***Salmonella*** spp., ***Campylobacter*** spp., ***Giardia*** spp., des virus d'origine humaine ou du phytoplancton toxique. Les mesures à prendre devront être fondées sur la connaissance de la source du germe et la probabilité que le danger soit temporaire ou continu.

3. Caractéristiques microbiologiques

Les eaux utilisées à des fins récréatives peuvent être contaminées par le contact direct avec l'être humain et par des polluants provenant de sources extérieures (p. ex., eaux usées, eaux de pluie et eaux de ruissellement d'origine agricole). De nombreuses études épidémiologiques ont observé chez les baigneurs des maladies gastro-intestinales et des maladies de l'appareil respiratoire supérieur qui résultaient de cette contamination. Les micro- organismes indicateurs qui sont recommandés dans cet ouvrage révèlent la présence de germes pathogènes qui peuvent provoquer des troubles gastro-intestinaux.

La solution idéale serait de choisir comme indicateur d'une contamination fécale des eaux utilisées à des fins récréatives l'un des germes pathogènes en milieu intestinal, comme ***Salmonella*** ou le virus Norwalk, qui sont le plus souvent responsables des maladies d'origine hydrique. Mais comme ils sont habituellement présents à de faibles niveaux et distribués irrégulièrement, même pendant les périodes d'émergence de foyers infectieux, ils sont difficiles à isoler et à quantifier. De plus, l'absence d'un germe pathogène ne signifie pas nécessairement que d'autres germes pathogènes intestinaux sont également absents. Enfin, le dépistage de toutes les formes possibles de micro-organismes pathogènes présents dans l'eau représenterait une dépense prohibitive, en temps et en argent. Pour toutes ces raisons, la pratique courante est de surveiller les autres bactéries non pathogènes mais plus répandues qui sont présentes dans les matières fécales d'origine humaine et animale. La présence de quantités élevées de ces bactéries dans le milieu aquatique est l'indication d'une contamination fécale pouvant entraîner la présence de germes pathogènes intestinaux.

Les meilleurs indicateurs de la présence de germes pathogènes intestinaux dans les sources de pollution fécale doivent avoir les propriétés suivantes (*National Academy of Sciences, 1977; Cabelli* et coll., 1983; Elliot et Colwell, 1985) :

- ils doivent être présents dans les eaux contaminées par les matières fécales lorsqu'il y a des germes pathogènes intestinaux, mais en plus grand nombre;
- ils doivent être incapables de se développer dans le milieu aquatique, tout en pouvant survivre plus longtemps que les germes pathogènes;
- ils doivent être au moins aussi résistants à la désinfection que les germes pathogènes;

- on doit pouvoir les compter facilement et avec précision;
- ils doivent être applicables à toutes les variétés naturelles d'eaux utilisées à des fins récréatives (p. ex., eau douce, eau de mer et eau d'estuaire);
- ils doivent être absents des eaux non polluées et associés exclusivement à la présence de déchets fécaux d'origine animale et humaine;
- la densité des indicateurs doit être en corrélation directe avec le degré de contamination fécale;
- la densité des indicateurs doit être en relation quantitative avec les maladies associées aux baignades.

Autrefois, l'indicateur de qualité des eaux utilisées à des fins récréatives auquel on avait le plus souvent recours était les coliformes totaux. Mais comme ce groupe ne possède pas la plupart des caractéristiques énumérées ci-dessus, on le considère maintenant comme inapproprié. Par exemple, la plupart des genres de ce groupe, comme ***Klebsiella, Citrobacter, Enterobacter*** et ***Aeromonas***, ne sont pas particuliers aux matières fécales des humains ou des animaux, mais se retrouvent de façon courante dans les eaux de surface non polluées (Boyd and Boyd, 1962; Goodrich et coll., 1970). ***Escherichia coli***, les entérocoques et, à un degré moindre, les coliformes fécaux sont actuellement considérés comme les meilleurs indicateurs de contamination fécale, parce qu'ils répondent le mieux aux critères susmentionnés. Nous indiquons plus loin les concentrations maximales acceptables de ces micro-organismes indicateurs.

Les paramètres microbiologiques choisis pour notre étude sont groupés en micro-organismes indicateurs fécaux (sections 3.1 et 3.2), en coliphages (section 3.3) et en germes pathogènes (section 3.4). Cette liste ne se veut pas exhaustive; certains organismes de surveillance des eaux peuvent avoir besoin de paramètres supplémentaires s'ils veulent tenir compte des intérêts régionaux.

3.1 Micro-organismes indicateurs utilisés en eau douce

3.1.1 *Escherichia coli* et coliformes fécaux

Limites maximales

La moyenne géométrique de 5 échantillons au moins, prélevés pendant une période ne dépassant pas 30 jours, ne doit pas dépasser 2000 ***E. coli***/L.

Au-dessus de 4000 ***E. coli***/L, un nouvel échantillon doit être prélevé. Le Groupe de travail a conclu que les tests requis pour répondre à ces exigences sont les suivants :

1. Quand l'expérience a montré que plus de 90 % des coliformes fécaux sont des ***E. coli***, on peut déterminer une numération de coliformes fécaux ou de ***E. coli***, au choix.

2. Quand moins de 90 % des coliformes fécaux sont des ***E. coli***, seule la numération ***E. coli*** doit être déterminée.

Critères

Description

Pendant plusieurs années, les experts en qualité des eaux utilisées à des fins récréatives du Canada ont reconnu ***E. coli*** comme l'indicateur de choix des contaminations fécales (ministère de la Santé nationale et du Bien-être social 1983). Mais comme sa numération fait appel à des techniques compliquées, longues et coûteuses, les coliformes totaux, et, plus récemment, les coliformes fécaux, ont été établis comme indicateurs de contamination fécale. Les coliformes fécaux ont toutes les propriétés des coliformes totaux, mais en plus, ils sont capables de fermenter le lactose avec production de gaz en 24 heures, à une température d'incubation de 44,5 °C. Dans la pratique, la numération des coliformes fécaux s'effectue au moyen de la technique du nombre le plus probable (NPP) avec fermentation en tubes multiples, ou encore par la technique de la membrane filtrante (MF) (*American Public Health Association*, 1989) (voir chapitre 5.0). Les micro-organismes les plus souvent détectés par ces méthodes sont ***E. coli*** et ***Klebsiella*** spp.

La méthode mTEC, conçue spécialement pour la numération de ***E. coli*** (Shaw et Cabelli, 1980; Dufour et coll., 1981) a conduit à une réévaluation de son utilisation pour la surveillance de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives. Lors de tests récents, la méthode mTEC s'est montrée plus efficace pour l'isolement de ***E. coli*** que le test des coliformes fécaux (méthode mFC) sur des échantillons d'eau douce (Pagel et coll., 1982) et des échantillons d'eau de mer, même quand on emploie des techniques de réanimation avec la méthode mFC (Rippey et coll., 1987). Aux États-Unis, l'*Environmental Protection Agency* (1986) a proposé récemment d'utiliser ***E. coli*** comme indicateur pour la surveillance de la contamination fécale de l'eau douce utilisée à des fins récréatives. L'incorporation de méthylumbelliférone glucuronide (MUG) dans divers milieux de coliformes fécaux a également été étudiée récemment (Feng et Hartman, 1982; Freier et Hartman, 1987; Mates

et Schaffer, 1988). L'enzyme bêta-glucuronidase, particulière à ***E. coli*** et à certaines souches de ***Salmonella*** et de ***Shigella***, métabolisera MUG pour produire de la 4-méthylumbelliférone, qui donne une fluorescence par exposition aux rayons ultra-violets de grande longueur d'onde.

Escherichia coli constitue environ 97 % des micro-organismes coliformes dans les matières fécales de l'homme; ***Klebsiella*** spp représente 1,5 %; ***Enterobacter*** et ***Citrobacter*** spp réunis forment 1,7 % (Dufour, 1977). Des études effectuées par Geldreich (1970) ont montré que les coliformes fécaux représentent de 93 à 99 % des coliformes présents dans les matières fécales de l'humain, de la volaille, des chats, des chiens et des rongeurs. Dufour (1977) a démontré que ***E. coli*** représente entre 90 et 100 % de tous les coliformes présents dans les matières fécales de 8 espèces d'animaux domestiques, y compris les poulets. ***Klebsiella*** spp ne constitue une proportion significative de coliformes que dans les matières fécales des chèvres (8 % des coliformes totaux) et des porcs (6,8 %).

Le test aux coliformes fécaux et à ***E. coli*** ne fait pas la distinction entre la pollution fécale d'origine animale et celle d'origine humaine (Wolf, 1972; Dufour, 1977). Si cette distinction est nécessaire, on doit procéder à des tests complémentaires comme la différenciation des espèces des isolats des streptocoques fécaux.

Le sol s'est montré contaminé de façon variable par les coliformes fécaux d'origine animale (Geldreich et coll., 1962; Van Donsel et coll., 1967), et l'on sait qu'il contribue de façon significative à la pollution des eaux de ruissellement d'origine pluviale (Environnement Canada et ministère de l'Environnement de l'Ontario, 1978; Qureshi et Dutka, 1979) et des eaux utilisées à des fins récréatives (Bastein et coll., 1974; Cabelli, 1977). Les eaux de ruissellement provenant des zones résidentielles sont généralement aussi contaminées par les coliformes et les germes pathogènes fécaux que les eaux usées diluées (Qureshi et Dutka, 1979) et peuvent donc représenter un danger considérable pour la santé quand elles sont évacuées à proximité d'eaux utilisées à des fins récréatives. Pour résoudre ce problème, certaines villes du Canada comprenant des plages urbaines ont adopté une politique de fermeture des plages en fonction des données sur les chutes de pluie. Par exemple, les plages qui se trouvent le long de la rivière Rideau à Ottawa sont fermées pendant les 24 à 48 heures suivant une chute de pluie représentant plus de 10 et 20 mm de précipitations, respectivement (Corber 1988). Cette méthode a l'avantage de prévoir une signalisation sur les plages quand le risque d'infection pour les baigneurs est le plus élevé.

Si ***E. coli*** a une place indiscutable comme indicateur fécal de choix, certains des tests aux coliformes fécaux qui sont utilisés vont également permettre de dénombrer les ***Klebsiella*** spp, dont l'origine ne se limite pas aux sources fécales. De nombreuses études ont démontré que les ***Klebsiella*** spp

étaient capables de survivre et de se reproduire dans les milieux riches en matières organiques, même dans les eaux recevant des effluents provenant d'usines de pâtes et papier (Huntley et coll., 1976; Rokosh et coll., 1977; Bell et coll., 1978) et d'industries textiles (Dufour et Cabelli, 1976; Vlassoff, 1977). Autrefois, ce désavantage était quelque peu atténué par le fait que ***K. pneumoniae*** était considéré comme pathogène pour les hôtes affaiblis et qu'il était pratiquement impossible de distinguer les isolats d'origine environnementale des isolats cliniques (Matsen et coll., 1974; Dufour et Cabelli, 1976). Cependant, une revue de la documentation sur ***Klebsiella*** effectuée récemment par Duncan (1988) a démontré de façon convaincante qu'aucune donnée ne laissait croire qu'une infection de communauté ait résulté d'une exposition aux ***Klebsiella*** spp dans le milieu naturel. L'inquiétude que des souches environnementales de ***Klebsiella*** puissent représenter un risque pour la santé semble être fondée sur des situations en milieu hospitalier qui ne peuvent s'appliquer au milieu communautaire. De plus, ***Klebsiella*** peut ne pas représenter une proportion significative des coliformes fécaux dans la plupart des eaux du Canada utilisées à des fins récréatives. Des études effectuées en Ontario par Vlassoff (1981) sur plus de 7700 échantillons d'eau ont indiqué que 91,4 % des isolats de coliformes fécaux avaient été identifiés comme des ***E. coli***. Cependant, ce chiffre pourrait être trop élevé dans les eaux utilisées à des fins récréatives qui reçoivent des effluents provenant d'usines de pâtes et papier. Une étude effectuée par Caplenas et Kanarek (1984) a montré que des effluents d'usines de pâtes et papier du nord du Wisconsin contenaient jusqu'à 90 % de ***K pneumoniae*** non fécal quand les coliformes fécaux étaient dénombrés au moyen de la technique mFC. En 1985, l'analyse d'échantillons de plages contaminées par des effluents venant d'une usine de pâtes et papier de la région de Thunder Bay a révélé que la plupart des coliformes fécaux, quelquefois jusqu'à 100 %, étaient des ***Klebsiella*** (Young, 1989). En 1988, l'examen de 162 échantillons provenant de 19 plages dans le voisinage de St. Catharines qui étaient contaminées par des effluents d'une usine de pâtes et papier indiquait que 37 % seulement des coliformes fécaux étaient des ***E. coli*** (Brodsky, 1989).

Plusieurs autorités et organismes ont promulgué des réglementations ou suggéré des limites pour les coliformes fécaux. De nombreux organismes, tout en précisant une limite pour la moyenne géométrique, précisent que pas plus d'un certain pourcentage (généralement 10 %) ne doit dépasser une limite donnée (généralement deux fois la moyenne précisée). Des autorités provinciales peuvent désirer ajouter cette condition supplémentaire à leurs recommandations ou à leur réglementation. Il est à remarquer que les coliformes fécaux sont généralement assez dispersés pour que ce soit ce pourcentage, plutôt que la moyenne établie, qui représente la limite le plus souvent dépassée (Fuhs, 1975).

Association aux germes pathogènes

Les coliformes fécaux sont considérés comme des indicateurs utiles parce qu'ils sont présents chez pratiquement tous les animaux à sang chaud, y compris les humains, en quantité dépassant de loin le nombre des germes pathogènes. On a tenté de quantifier la relation entre les coliformes fécaux et les germes pathogènes, mais sans grand succès. Le germe pathogène le plus largement étudié en relation avec les densités d'indicateur est ***Salmonella***, principalement parce que la méthodologie existe depuis longtemps. Geldreich (1970) a compilé les résultats de plusieurs études dans lesquelles étaient comparées la densité des coliformes fécaux par 100 mL et la fréquence de la détection de ***Salmonella***. Dans l'eau douce, ***Salmonella*** a été retrouvée dans 27,6 % des échantillons où la densité des coliformes fécaux était inférieure à 200/100 mL, dans 85,2 % des échantillons dont la densité des coliformes fécaux était comprise entre 201 et 2000/100 mL et dans 98,1 % des échantillons où elle dépassait 2000/100 mL. Dans les eaux des estuaires, les résultats n'étaient pas aussi nets. Quand les densités de coliformes fécaux étaient inférieures à 200/100 mL, la probabilité de trouver ***Salmonella*** était de 28,4 %; cependant, si les densités de coliformes fécaux étaient supérieures à 2000/100 mL, la probabilité de trouver ***Salmonella*** n'était que de 60 %.

Une étude récente est venue confirmer ces résultats. Menon (1985), dans une enquête portant sur une rivière à marée de la Nouvelle-Écosse qui reçoit des effluents d'une municipalité et d'une usine de produits alimentaires, a rapporté que les ***Salmonella*** étaient toujours détectées quand les niveaux de coliformes fécaux étaient supérieurs à 2000/100 mL et étaient occasionnellement détectées quand les niveaux de coliformes fécaux dépassaient 200/100 mL. À l'opposé, Payment et coll., (1982) n'ont pas noté de relation entre la présence de ***Salmonella*** (la plupart des isolats étaient des ***S. typhimurium***) et d'autres indicateurs bactériens, dont des coliformes fécaux, dans quatre plages d'eau douce du Québec.

De façon générale, les échantillons contenant des concentrations élevées de coliformes fécaux contiendront probablement aussi des ***Salmonella***, mais l'absence de coliformes fécaux n'indique pas nécessairement que ***Salmonella*** ou d'autres germes pathogènes sont absents. Cette relation est également sujette à des variations régionales considérables. D'autres études comparatives ont été faites avec ***Pseudomonas aeruginosa*** (Cabelli et coll., 1976; Sherry, 1986), ***Vibrio parahaemolyticus*** (Robertson et Tobin, 1983; Larsen et Willeberg, 1984), ***Candida albicans*** (Sherry, 1986), ***Aeromonas hydrophila*** (Seidler et coll., 1980; Larsen et Willeberg, 1984), et ***Campylobacter jejuni*** (Hill et Grimes, 1984; Carter et coll., 1987).

Les virus intestinaux ont gagné une notoriété considérable à titre de risques associés à l'utilisation des eaux à des fins récréatives. Malheureusement, l'incidence relative des virus et des coliformes fécaux n'a pas été constante. Dans une usine de traitement des eaux usées qui a fait l'objet d'une

étude approfondie, les rapports coliformes fécaux/virus allaient de 7 500:1 à 2 900 000:1 sur une période de 2 mois (Berg et Metcalf, 1978). Sattar (1978a) a trouvé des variations importantes entre les rapports coliformes fécaux/entérovirus dans diverses sources : des eaux usées non traitées (entre $1{,}1 \times 10^6$ et 43×10^6), des effluents traités au chlore (entre $8{,}5 \times 10^2$ et $2{,}1 \times 10^4$) et deux plages au bord de la rivière des Outaouais (entre $1{,}2 \times 10^3$ et $1{,}2 \times 10^6$). L'analyse des données rassemblées à partir des plages d'eau douce du Québec par Payment et coll., (1982) n'a pas révélé de corrélation entre la présence de virus intestinaux et celle de bactéries intestinales, dont les coliformes fécaux. Actuellement, il est admis de façon générale que la plupart des indicateurs bactériologiques ne sont pas en bonne corrélation avec les niveaux de virus, bien que la présence de grandes quantités de coliformes puisse indiquer la présence probable de virus intestinaux. Cependant, l'inverse, c'est-à-dire une absence de coliformes fécaux indiquant une absence de virus intestinaux, ne peut être affirmé (Berg et Metcalf, 1978).

Études épidémiologiques connexes

Pour établir des recommandations microbiologiques rationnelles en matière d'eaux utilisées à des fins récréatives, il est nécessaire de prouver qu'il existe un certain degré de risques pour la santé associé à un certain niveau de contamination. Encore une fois, parce que les germes pathogènes sont rares et difficiles à quantifier, ce sont les coliformes fécaux, notamment ***E. coli***, qui ont été utilisés dans toutes les études épidémiologiques importantes.

Les premières études épidémiologiques rendues publiques en Amérique du Nord ont été effectuées par le *U.S. Public Health Service* (Stevenson, 1953). Ces études ont été faites sur deux sites d'eau douce au bord du lac Michigan et de la rivière Ohio et sur deux sites d'eau de mer. Sur ces deux derniers, ainsi que sur celui du lac Michigan, on n'a pas observé de cas de gastro-entérites d'origine hydrique. L'étude portant sur la rivière Ohio a toutefois démontré une augmentation de l'incidence des affections gastro- intestinales à des densités médianes de coliformes d'environ 2300/100 mL. Les données recueillies par la suite au bord de l'Ohio pendant les années 1960 ont fait apparaître qu'un niveau de 400 coliformes fécaux était approximativement équivalent au seuil de 2300 coliformes totaux (Geldreich, 1966). Après application d'un facteur de sécurité, on a établi une recommandation de 200 coliformes fécaux/100 mL. Bien que la méthodologie des études de Stevenson ait été sévèrement critiquée, il apparaît nettement qu'elles ont servi de fondement à la plupart des recommandations actuellement en usage.

Depuis lors, d'autres études microbiologiques-épidémiologiques portant sur les concentrations de coliformes fécaux ont été faites sur les eaux utilisées à des fins récréatives. Seyfried et coll., (1985a, 1985b) ont effectué des recherches sur 10 plages de l'Ontario. Au total, 8402 nageurs et non-nageurs ont été interviewés. Les taux bruts de morbidité pour toutes les maladies,

notamment les affections respiratoires, gastro-intestinales, oculaires, auriculaires et cutanées, ainsi que les allergies, ont été à peu près 2,4 fois plus élevés chez les nageurs que chez les non-nageurs, et 2,6 fois plus élevés chez les nageurs qui immergeaient leur tête que chez ceux qui ne le faisaient pas. Il a été démontré que la morbidité chez les nageurs était liée aux numérations des coliformes fécaux ($\underline{r}$ = 0,284), même si les densités moyennes de coliformes fécaux dans l'eau (76/100 mL) étaient inférieures aux limites recommandées. Le compte total des staphylocoques était également relié à la morbidité chez les nageurs ($\underline{r}$ = 0,439). Enfin, les concentrations de tous les groupes de bactéries observés étaient au moins dix fois plus importantes dans les sédiments que dans les eaux de surface, ce qui indique que la remise en suspension des sédiments peut être une source considérable de bactéries dans les eaux utilisées à des fins récréatives. Les auteurs ont conclu que l'on devrait également examiner les échantillons de sédiments au cours des études microbiologiques.

Pendant l'été 1983, Fattal et coll., (1986) ont effectué une étude microbiologique et épidémiologique sur trois plages de la côte d'Israël. Toutes ces plages répondaient aux normes bactériologiques du ministère de la Santé d'Israël, et pourtant l'analyse des résultats indique que l'incidence des cas de gastro-entérite chez les nageurs, en particulier chez ceux de 0 à 4 ans, était reliée à des densités élevées de ***E. coli*** ainsi que d'entérocoques et de staphylocoques. L'incidence des infections auriculaires chez les nageurs de tous les âges était également reliée à des densités élevées de coliformes fécaux, d'***E. coli*** et d'entérocoques.

Aux États-Unis, l'*Environmental Protection Agency* a effectué une série d'études épidémiologiques contrôlées sur des plages d'eau de mer (Cabelli, 1983) et d'eau douce (Dufour, 1984). Un sommaire de ces études et une présentation des critères proposés pour les eaux utilisées à des fins récréatives ont récemment été publiés (*U.S. Environmental Protection Agency*, 1986). À chaque site, deux plages ont été choisies, dont l'une relativement non polluée et l'autre atteinte par des sources ponctuelles ou non ponctuelles de contamination fécale. Dans les études portant sur l'eau douce, des analyses ont été faites sur les coliformes fécaux, sur ***E. coli*** et sur les entérocoques; dans les études pratiquées en eau de mer, les analyses ont été faites sur ces indicateurs ainsi que sur plusieurs autres germes pathogènes en milieu aquatique. Des coefficients de régression ont été déterminés pour le niveau de chacun des paramètres et des taux différentiels de symptômes gastro-intestinaux (nageurs moins non-nageurs). Les renseignements ainsi regroupés ont permis de conclure que pour les plages en eau de mer, les entérocoques présentaient la meilleure relation avec les symptômes gastro-intestinaux ($\underline{r}$ = 0,75). Pour les plages en eau douce, les meilleures corrélations ont été obtenues avec ***E. coli*** ($\underline{r}$ = 0,80) et les entérocoques ($\underline{r}$ = 0,74). À la suite de ces

études, la *U.S. Environmental Protection Agency* a proposé que, sur les plages en eau douce, la moyenne géométrique sur une période de 30 jours ne dépasse pas 126 ***E. coli***/100 mL ou 33 entérocoques/100 mL.

À partir des données regroupées, on peut calculer que dans l'eau douce, le risque saisonnier d'affection gastro-intestinale pour 1 000 baigneurs ($\underline{y}$) est relié à la densité de ***E. coli***/100 mL ($\underline{x}$) par l'équation suivante :

$$\underline{y} = 9{,}40 \ (\log \underline{x}) - 11{,}74$$

Cette étude représente l'une des recherches microbiologiques et épidémiologiques les plus approfondies qui aient jamais été effectuées, mais elle comporte certaines limites. Si ***E. coli*** et les entérocoques sont des indicateurs qui conviennent pour la détection du risque de gastro-entérite, cette affection ne représente que 30 % de la morbidité totale chez les nageurs. Par contre, ***Escherichia coli*** et les entérocoques ne conviennent pas pour la détection des risques d'infections respiratoires ou cutanées causées par ***Pseudomonas*** et ***Staphylococcus*** spp. De plus, les informations épidémiologiques rassemblées sur les nageurs et les non-nageurs de même que les données sur la qualité de l'eau ont servi à calculer une moyenne sur une saison entière de baignade. Par conséquent, les données bactériologiques ne peuvent être utilisées pour évaluer le risque de gastro-entérite pour une journée donnée.

D'autres études épidémiologiques ont également indiqué une élévation des niveaux de coliformes fécaux, dont ***E. coli***, associée à des maladies. Une recherche effectuée par Philipp et coll., (1985) a démontré que la nage avec un tuba dans des eaux contaminées par des matières fécales présentait un risque significatif pour la santé. Dans cette étude effectuée en Grande- Bretagne, 27 % des nageurs qui participaient à une compétition ont présenté des symptômes gastro-intestinaux dans les 48 heures suivant leur entrée dans l'eau. L'incidence de ces symptômes était significativement plus importante que celle qui était observée dans les populations témoins. La concentration d'***Escherichia coli*** dans les échantillons d'eau prélevés pendant la compétition était en moyenne de 1800/100 mL. Ce chiffre étant encore conforme aux recommandations de la Communauté économique européenne, les auteurs ont émis l'opinion qu'une évaluation desdites recommandations s'imposait.

Dewailly et coll., (1986) ont mené une étude épidémiologique démontrant que le sport de la planche à voile sur des eaux contaminées par des effluents pouvait présenter certains risques pour la santé. Au cours d'une compétition d'une durée de neuf jours, on a surveillé l'apparition de gastro-entérites, d'otites, de conjonctivites ou d'infections cutanées chez 79 véliplanchistes et 41 témoins. Le risque relatif était de 5,5 pour la gastro-entérite et de 2,9 pour un ou plusieurs des symptômes énumérés ci-dessus. L'étude a également démontré que le risque relatif augmentait avec le nombre de chutes dans l'eau. Des expériences de simulation hydrodynamique comportant des niveaux de

marée et des décomptes réels de coliformes fécaux ont permis d'estimer que les densités moyennes de coliformes fécaux étaient de 1000/100 mL à marée haute pendant la compétition.

Une expérience menée récemment au Royaume-Uni (Brown et coll., 1987) à deux stations balnéaires, bien que n'étant pas une étude épidémiologique contrôlée, a démontré que les nageurs de la station balnéaire A risquaient plus de présenter des troubles gastriques, des nausées, de la diarrhée ou des maux de tête que les non-nageurs, au même endroit, ou que tous les vacanciers de la station balnéaire B. De plus, les nageurs, de la station balnéaire A qui avaient immergé leur tête étaient, parmi tous les répondants, ceux qui risquaient le plus de rapporter des symptômes gastro-intestinaux. Les stations balnéaires de cette étude avaient été choisies en fonction des données microbiologiques existantes indiquant que les concentrations de coliformes fécaux à la station A étaient de 440/100 mL et, à la station B, seulement de 10/100 mL.

Bien que toutes les études épidémiologiques citées ci-dessus aient été réalisées de façon complète et détaillée, elles utilisaient des méthodes différentes; elles ont donc produit des données qui ne sont ni reproductibles ni comparables.

Présence dans le milieu aquatique

Au Canada, si la qualité microbiologique de la plupart des eaux utilisées à des fins récréatives est excellente, il en est tout de même certaines qui sont contaminées pendant toute la saison estivale ou une partie de celle-ci. Les teneurs en coliformes fécaux varient de près de 0/100 mL dans les régions isolées à plusieurs milliers/100 mL dans les zones directement touchées par les déversements d'eaux usées (Payment et coll., 1982; ministère de l'Environnement de l'Ontario, 1984; Williamson, 1988; Smith, 1988). Dans les eaux utilisées à des fins récréatives qui sont tempérées, de 63 à 100 % des coliformes fécaux semblent être des ***E. coli***, mais cette proportion peut être affectée par la contamination provenant d'effluents industriels, en particulier ceux des usines de pâtes et papier et de textiles.

On a procédé à des numérations d'***Escherichia coli*** dans un certain nombre de centres de villégiature au bord de l'eau au Manitoba et en Ontario (Sekla et coll., 1987; Brodsky, 1989; Palmateer, 1989; Young, 1989).

Résumé

1. En eau douce, ***E. coli*** est le meilleur indicateur disponible des contaminations fécales en provenance d'animaux à sang chaud.

2. ***Klebsiella*** n'est pas un bon indicateur de contamination fécale, mais il peut être présent à des niveaux élevés dans certains effluents industriels (p. ex., usines de pâtes et papier, industries alimentaires). Il ne risque guère de provoquer des infections ou des maladies chez les gens en bonne santé.

3. Quand les données expérimentales montrent que plus de 90 % des coliformes fécaux sont des ***E. coli***, on peut considérer comme équivalents les tests de concentration de coliformes fécaux et ceux de ***E. coli***.

4. La présence de ***E. coli*** peut être associée à des affections touchant les baigneurs, mais on ne peut pas associer l'absence de ***E. coli*** avec l'absence de risques de maladie.

5. Les études microbiologiques-épidémiologiques actuelles ne sont pas suffisamment validées pour calculer les niveaux de risques. Cependant, il semble prouvé que l'immersion comporte plus de risques de maladie que les activités sans immersion (p. ex., marcher dans l'eau ou rester sur la plage).

6. Les recommandations publiées en 1983 étaient en principe fondées sur le coliforme fécal de référence, ***E. coli***. Néanmoins, à cette époque, le test plus général des coliformes fécaux était considéré comme la méthode de choix. Le Groupe de travail réaffirme que ***E. coli*** est l'indicateur de choix, et il reconnaît que soit le test à ***E. coli*** ou le test aux coliformes fécaux peut être utilisé pour les numérations, selon les circonstances. D'après les études de la *U.S. Environmental Protection Agency*, on peut considérer que la concentration maximale acceptable de 2000 ***E. coli*** (ou coliformes fécaux)/L correspond à une incidence saisonnière d'affections gastro-intestinales de 1 à 2 %.

3.2 Micro-organismes indicateurs utilisés en eau de mer

3.2.1 Entérocoques

Limites maximales

La moyenne géométrique d'au moins cinq échantillons prélevés pendant une période n'excédant pas 30 jours ne doit pas dépasser 350 entérocoques/L. Si un échantillon dépasse la concentration de 700 entérocoques/L, il faut procéder à un nouvel échantillonnage. Néanmoins, si l'on peut démontrer que ***E. coli*** ou les coliformes fécaux peuvent signaler de façon appropriée la présence d'une contamination fécale dans l'eau de mer, il est possible de se servir de la limite maximale de ***E. coli*** ou de coliformes fécaux prévue pour

l'eau douce. En cas de doute, on doit soumettre les échantillons aux deux jeux d'indicateurs pendant des périodes prolongées afin de déterminer s'il existe une relation positive.

Critères

Description

Les entérocoques sont des bactéries Gram-positives de grande dimension, ovoïdes, qui se présentent généralement en chaînes. Le terme «entérocoque» se rapporte aux espèces qui, parmi le groupe des streptocoques fécaux, sont conformes aux caractéristiques biochimiques des critères de Sherman (Clausen et coll., 1977). Leur croissance s'effectue à des températures variant entre 10 et 45 °C; ils survivent à une exposition à 60 °C d'au moins 30 minutes et se développent à un pH de 9,6 et dans des solutions de NaCl à 6,5 %. Ce sous-groupe, qui comprend ***Streptococcus faecium*** et ***S. faecalis***, se retrouve en quantités considérables dans les matières fécales d'origine humaine ou animale. ***Streptococcus avium*** et ***S. gallinarium***, qu'on retrouve principalement dans les matières fécales des oiseaux, sont également classés comme entérocoques dans le *Manuel de bactériologie systématique de Bergey* (1986). Dans les recommandations antérieures, on prenait en considération la totalité du groupe des streptocoques fécaux, comprenant à la fois des espèces entérococciques et non entérococciques. Comme le sous-groupe non entérococcique comprend des espèces qu'on ne trouve normalement que dans les matières fécales des animaux (p. ex., ***S. bovis***, ***S. equinis***), c'est le sous-groupe des entérocoques spécifiques qui sera envisagé dans les présentes recommandations. Cependant, la présence d'entérocoques exclusifs aux matières fécales d'origine animale peut également indiquer la présence de micro-organismes pathogènes infectieux à la fois pour les humains et pour les animaux.

Auparavant, le rôle principal des streptocoques fécaux était de faire partie du rapport coliformes fécaux/Streptocoques fécaux utilisé comme indicateur de la nature de la source fécale (Geldreich, 1976; Clausen et coll., 1977). Cependant, de nombreux facteurs, dont les taux de survie différentiels entre ces deux groupes dans le milieu naturel, rendent l'utilisation systématique de ce rapport extrêmement discutable, sinon inexacte. Des observations récentes indiquent que l'identification des isolats entérococciques est plus utile dans la détermination du type, de la source et du degré de contamination fécale (Rutkowski et Sjogren, 1987).

Parmi tous les micro-organismes envisagés comme indicateurs de qualité des eaux utilisées à des fins récréatives, ce sont les entérocoques qui répondent le mieux aux critères présentés dans l'introduction de ce chapitre. Les entérocoques sont exclusivement associés aux rejets fécaux. Ils ont une survie beaucoup plus longue que les autres indicateurs dans l'eau et les sédiments (McFeters et coll., 1974; Lessard et Sieburth, 1983). Les entérocoques sont

également plus résistants au traitement des eaux usées, y compris le traitement au chlore, et de ce fait ils peuvent être des indicateurs plus sensibles de la survie des germes et des virus pathogènes intestinaux (Cohen et Shuval, 1973). De plus, on a démontré une corrélation étroite entre la concentration d'entérocoques dans l'eau de mer et le risque d'infections gastro-intestinales (Cabelli, 1983). Une méthode de filtration des entérocoques dans l'eau de mer au moyen d'une membrane a été récemment décrite de façon détaillée (*Environmental Protection Agency*, 1985).

Études épidémiologiques

Au cours de l'été 1983, Fattal et coll., (1986) ont procédé à une étude microbiologique-épidémiologique de trois plages sur la côte d'Israël. Bien que toutes ces plages aient été en conformité avec les normes bactériologiques du ministère de la Santé de l'État d'Israël, l'analyse des résultats a indiqué que l'incidence des cas de gastro-entérite chez les nageurs, en particulier dans le groupe d'âge de 0 à 4 ans, était liée à une élévation des densités de micro-organismes indicateurs, plus particulièrement les entérocoques ($\underline{p} < 0,03$).

On a également procédé à des études épidémiologiques prospectives sur trois sites en eau de mer et deux sites en eau douce des États-Unis (*U.S. Environmental Protection Agency*, 1986). Deux plages ont été choisies à chaque site, dont l'une relativement non polluée et l'autre recevant une contamination ponctuelle ou non ponctuelle. Des coefficients de régression ont été déterminés pour les niveaux de chacun des indicateurs évalués, ainsi que les taux d'incidence différentiels (nageurs moins non-nageurs) de symptômes gastro-intestinaux. Les résultats regroupés sur toute la saison ont montré que les entérocoques présentaient la meilleure corrélation avec ces symptômes sur les plages d'eau de mer ($\underline{r} = 0,75$). Par contre, sur les plages en eau douce, les meilleures corrélations étaient obtenues avec ***E. coli*** ($\underline{r} = 0,80$) et les entérocoques ($\underline{r} = 0,74$).

À partir des données regroupées, on peut calculer que dans l'eau de mer, le risque saisonnier d'affections gastro-intestinales pour 1000 nageurs ($\underline{y}$) est relié aux densités d'entérocoques par 100 mL ($\underline{x}$) par l'équation suivante :

$$\underline{y} = 0,20 + 12,17 \, (\log \underline{x})$$

À la suite de ces études, la *U.S. Environmental Protection Agency* a proposé que, sur les plages en eau de mer, la moyenne géométrique des entérocoques dans les prélèvements effectués sur une période de 30 jours n'excède pas 35/100 mL.

Cette étude constitue probablement l'une des enquêtes épidémiologiques les plus approfondies qui ait été effectuées jusqu'à ce jour sur des plages utilisées à des fins récréatives, mais elle comporte certaines limites. En élaborant le modèle, on a supposé que les populations de nageurs et de

non-nageurs étaient réceptives de façon égale aux affections provenant d'autres sources. S'il est exact que les entérocoques se montrent appropriés pour l'estimation du risque d'affections gastro-intestinales, ils ne constituent pas les indicateurs qui conviennent aux infections des voies respiratoires et de la peau, qui ont une prévalence plus élevée. De plus, les données recueillies à propos des participants et de la qualité de l'eau ont fait l'objet d'une moyenne calculée sur une saison entière de baignade. Par conséquent, les données relatives aux indicateurs ne peuvent pas être utilisées pour évaluer le risque de gastro-entérite pour une journée donnée.

Présence dans le milieu aquatique

Peu d'enquêtes ont été publiées au Canada sur la distribution des streptocoques et des entérocoques fécaux dans le milieu marin. Dans une étude effectuée sur l'utilisation des entérocoques comme indicateurs de la qualité de l'eau des plages en bord de mer utilisées à des fins récréatives, Gibson et Smith (1988) ont décrit la distribution des entérocoques sur 26 plages de la région de Vancouver. Seulement 1,6 % des moyennes géométriques sur 30 jours dépassaient la limite de 35 entérocoques/100 mL proposée par la US *Environmental Protection Agency* . En 1988, le long du détroit de Northumberland (Nouveau-Brunswick), la surveillance des concentrations en streptocoques fécaux (Allen, 1989) sur 8 plages en bord de mer donnait une moyenne géométrique globale de 3,5/100 mL seulement, et 60 % des échantillons ne contenaient pas de streptocoques fécaux.

Résumé

1. Dans l'eau de mer, le groupe des entérocoques représente le meilleur indicateur disponible de la contamination fécale en provenance d'animaux à sang chaud.

2. Les coliformes fécaux survivent mal en eau de mer; on ne peut donc pas les utiliser comme indicateurs de contamination fécale.

3. Par contre, les entérocoques survivent plus longtemps dans l'eau de mer que les coliformes fécaux; on préfère donc les utiliser lorsqu'il existe une distance ou un temps considérable entre la source de pollution fécale et le site de la baignade.

4. Il existe une corrélation positive entre les affections gastro-intestinales et les niveaux d'entérocoques dans l'eau de mer, mais l'absence d'entérocoques n'indique pas une absence de risques.

5. D'après l'étude épidémiologique de la *U.S. Environmental Protection Agency*, une moyenne géométrique saisonnière de 35 entérocoques/ 100 mL correspond à une incidence d'affections gastro-intestinales saisonnière comprise entre 1 et 2 %. Comme les coliformes fécaux ne survivent pas longtemps en eau de mer, l'utilisation de la limite maximale pour l'eau douce peut conduire à une augmentation du risque de maladie.

3.3 Coliphages

Limites maximales

Aucune limite n'a été fixée pour les coliphages contenus dans les eaux utilisées à des fins récréatives.

Critères

Description

Les bactériophages sont des formes de virus qui envahissent les cellules bactériennes. Coliphage est le nom générique donné aux bactériophages qui attaquent spécifiquement les bactéries du groupe coliforme. Bradley (1967), qui a décrit 6 variétés morphologiques de coliphages, a suggéré que la diversité entre coliphages était plus grande que la diversité connue chez les virus des mammifères. Les coliphages diffèrent par la taille, la forme, le site de fixation et le matériel génétique (p. ex., ADN monocaténaire ou bicaténaire). Le nombre de phages répliqués peut varier entre 100 et plusieurs milliers.

Association aux germes pathogènes

Une excellente revue de la documentation portant sur l'utilisation des bactériophages comme indicateurs de contamination bactérienne et virale a été publiée par Scarpino (1975). Dans cette revue, Scarpino rapporte qu'«il semble exister en eau douce et en eau de mer des corrélations entre les germes pathogènes bactériens comme ***Salmonella*** et ***Shigella*** et les bactéries indicatrices de contamination fécale comme ***E. coli*** et ses bactériophages». Des études effectuées par Kott et coll., (1974, 1978), Petrovicova et coll., (1988), Dutka et coll., (1987) et Borrego et coll., (1987b) ont également indiqué une corrélation entre la présence de coliphages et d'autres bactériophages et la présence de virus et de bactéries pathogènes dans les rivières, les lacs et les effluents d'eaux usées.

Présence en milieu aquatique

Des recherches effectuées récemment sur 4 continents ont permis d'observer la présence de coliphages et de bactériophages dans les eaux naturelles des rivières, dans l'eau potable et dans les eaux potables exemptes

de coliformes. On peut déduire de ces observations que les entérovirus d'origine humaine peuvent également survivre dans ces eaux. Une étude tchécoslovaque (Simkova et Cervenka, 1981) a également montré que les coliphages et les entérovirus étaient capables de survivre pendant de longues périodes dans l'eau de rivières et que, par conséquent, les coliphages pouvaient être utilisés comme indicateurs à long terme de contamination par les entérovirus, même en présence de pollution chimique. Des chercheurs russes (Petrovicova et coll., 1988) sont d'avis qu'«une augmentation du nombre de coliphages dans les eaux usées ainsi que dans les eaux de surface et dans celles qui sont utilisées à des fins récréatives (piscines) peut être considérée comme une indication de recherches virologiques plus orientées».

Il peut donc être utile d'inclure la numération des coliphages et des bactériophages dans l'évaluation continue de l'impact de la pollution fécale sur les eaux utilisées à des fins récréatives. Dutka et coll., (1987) ont suggéré que le niveau des coliphages dans l'eau douce utilisée à des fins récréatives ne devrait pas dépasser 20 unités de formation de plaques/100 mL.

Résumé

1. Pour le moment, il est impossible d'établir des limites s'appliquant aux coliphages. Il est nécessaire d'effectuer une surveillance et des études épidémiologiques afin de déterminer le niveau de coliphages dans l'eau et les effets sur la santé de la baignade dans l'eau contenant des coliphages.

3.4 Germes pathogènes

3.4.1 *Pseudomonas aeruginosa*

Limites maximales

Aucune limite numérique n'a été proposée; néanmoins, il est recommandé d'utiliser ***Pseudomonas aeruginosa*** comme paramètre permettant d'interpréter les résultats des enquêtes sanitaires et microbiologiques.

Critères

Description

Pseudomonas aeruginosa est une bactérie mobile Gram-négative en forme de bâtonnets qui produit de l'oxydase, de la pyocyanine et de la fluorescéine. Ce micro-organisme nécessite d'une façon générale des facteurs de croissance minimes et peut se multiplier dans des milieux minéraux contenant de très faibles concentrations de produits organiques. ***Pseudomonas aeruginosa*** montre un haut degré d'adaptation biochimique et une forte résistance aux produits anti-microbiens. Tout en étant pathogène pour les humains et les animaux et responsable de diverses infections (éruptions

cutanées et otite externe), ***P. aeruginosa*** est un agent de putréfaction actif qui s'attaque à de nombreuses substances courantes ou peu répandues (Hoadley, 1977).

Pathogénicité

Pseudomonas aeruginosa a été identifié comme l'agent responsable de nombreuses infections. Ce micro-organisme semble capable d'infecter les plantes, les insectes, et les oiseaux, aussi bien que les mammifères y compris les humains. Les infections dues à ***Pseudomonas aeruginosa*** sont les plus fréquentes et les plus dangereuses dans les pouponnières et chez les patients hospitalisés atteints de cancer, de brûlures ou ayant subi une trachéotomie (Hoadley, 1977); il s'agit d'un germe responsable d'infections nosocomiales (d'origine hospitalière) survenant chez des patients qui sont dans un état d'affaiblissement ou qui ont un système immunitaire déficient, ou dans les cas où l'utilisation des antibiotiques est très répandue.

C'est un fait connu que ***Pseudomonas aeruginosa*** provoque des éruptions cutanées (Kush et Hoadley, 1980) et des infections de l'oeil (Wilson et Ahearn, 1977) et qu'il constitue le principal responsable des otites externes (Cassisi et coll., 1977). Ratnam et coll., (1986) ont rapporté que ***P. aeruginosa*** se trouvant dans le bain tourbillon d'un hôtel avait provoqué une folliculite chez les clients qui s'étaient servis de ce bain. Cabelli et coll., (1979) et McKee et Wolfe (1963) ont remarqué que la plupart des cas signalés de maladies associées à la baignade n'étaient pas des infections intestinales et que ***P. aeruginosa*** avait été impliqué dans des infections non intestinales associées à la baignade. Selon Jones (1965), ***P. aeruginosa*** serait le principal agent étiologique de l'otite externe. Seyfried (1973) et Hoadley et Knight (1975) sont du même avis. Seyfried a isolé une souche sérologique identique dans l'eau d'une piscine et chez une personne atteinte d'otite externe qui s'était baignée dans cette piscine. Après avoir effectué des sondages par téléphone, Hoadley et Knight ont signalé que la fréquence des otalgies (douleurs d'oreilles) était 2,4 fois plus élevée chez les baigneurs que chez les non- baigneur, et que le risque de souffrir d'une otite externe diagnostiquée comme telle par un médecin était 5 fois plus grand pour les baigneurs que pour la population en général. Young et Armstrong (1972) ont déclaré avoir isolé des ***P. aeruginosa*** à partir de prélèvements faits sur la peau et dans l'oreille externe. Craun (1976) a rapporté avoir isolé le même sérotype de ***P. aeruginosa*** dans l'eau d'une piscine et dans les lésions cutanées de deux baigneurs atteints. McClausland et Cox (1975) ont signalé que ***P. aeruginosa*** avait provoqué une épidémie d'éruptions cutanées chez des baigneurs ayant fréquenté une piscine; toutefois, il n'a pas été possible de prouver si la source du micro-organisme était d'origine endogène ou exogène (Cabelli et coll., 1975).

Bien que Hoadley et Knight (1975) aient observé des effets nocifs mesurables de la baignade dans des eaux polluées par des déversements d'eaux usées, Cabelli et coll., (1979) n'ont pas été en mesure d'établir une bonne concordance entre les concentrations de ***P. aeruginosa*** et le taux différentiel (baigneurs moins non-baigneurs) de symptômes gastro-intestinaux.

Pseudomonas aeruginosa contenu dans l'eau pénètre dans le conduit auditif et peut entraîner une colonisation ou une infection. Le processus réel de l'infection semble être en partie relié à la sensibilité de l'individu aux infections à ***P. aeruginosa***. ***Pseudomonas aeruginosa*** peut se répandre dans l'eau si un baigneur immerge son oreille (Seyfried et coll., 1984). Une étude approfondie effectuée en Ontario sur une période de 4 ans a permis de faire ressortir une relation entre la concentration de ***P. aeruginosa*** dans les eaux de baignade et le risque d'infection de l'oreille (ministère de l'Environnement de l'Ontario, 1984). Dans cette étude, 10 % de l'échantillon de population des baigneurs ont signalé qu'ils avaient été atteints d'infections auriculaires dans la première année de l'étude (1978) et 8 % ont fait la même observation pendant la deuxième année. Sur les deux années, plus de 70 % des cas étaient des enfants de 14 ans ou moins, dont 90 % avaient déjà présenté des infections de l'oreille.

Présence dans le milieu aquatique

Pseudomonas aeruginosa a été considéré comme étant omniprésent dans les eaux des États-Unis. Cabelli et coll., (1976) ont déclaré que ***P. aeruginosa***, «étant un mauvais indicateur de la pollution fécale, il ne pouvait être pris comme base de référence en matière de normes pour la prévention des maladies intestinales pendant l'utilisation récréative des eaux de surface». Leur opinion était fondée sur leurs observations concernant les fluctuations de densité microbienne d'origine géographique et saisonnière, la présence de réservoirs non fécaux de ***P. aeruginosa***, ainsi que la capacité que possède ce micro-organisme de se multiplier dans les eaux à faible contenu nutritif.

Des études faites sur des lacs de l'Ontario ont indiqué que ***P. aeruginosa*** avait plus de chance de se retrouver dans les eaux de baignade marquées par une intense activité humaine. Les eaux usées et les baigneurs eux-mêmes sont des sources possibles de ce micro-organisme dans les eaux utilisées à des fins récréatives. Dans les eaux usées domestiques non traitées, des concentrations de 10^5 à 10^6 de ***P. aeruginosa***/100 mL sont courantes, et aux États-Unis, un peu plus de 10 % des adultes en bonne santé sont porteurs de ***P. aeruginosa*** au niveau intestinal. De plus, des concentrations de ***Pseudomonas*** dépassant 100 germes/100 mL peuvent être mesurées dans des eaux recevant des eaux de ruissellement provenant de zones urbaines (ministère de l'Environnement de l'Ontario, 1984).

Pseudomonas aeruginosa survit dans l'eau plus longtemps que les coliformes (Lanyi et coll., 1966). Drake (1966) a indiqué qu'on pouvait s'attendre à des concentrations de ***P. aeruginosa*** comprises entre 1 et 10/100 mL dans les rivières exposées à des sources de contamination faibles mais certaines. En Ontario, les eaux utilisées à des fins récréatives ont des niveaux de ***P. aeruginosa*** qui vont de 0/100 mL à plus de 100/100 mL. Le niveau médian est généralement inférieur à 1/100 mL (ministère de l'Environnement de l'Ontario, 1984).

Résumé

1. ***Pseudomonas aeruginosa*** est généralement isolé à de faibles concentrations dans l'eau douce utilisée à des fins récréatives. Dans une zone où se pratique la baignade, les niveaux de ***P. aeruginosa*** sont influencés par la densité des baigneurs, en particulier de ceux qui sont infectés par ***P. aeruginosa*** ou qui en sont porteurs.

2. Les niveaux de ***P. aeruginosa*** sont influencés par les eaux usées ou les évacuations urbaines.

3. Chez les baigneurs, ***Pseudomonas aeruginosa*** a été associé à la présence d'otites externes.

4. En Ontario, une étude a démontré que l'on pouvait s'attendre à l'émergence de cas d'otites externes quand les concentrations de ***P. aeruginosa*** dépassent le niveau de 10/100 mL dans au moins 25 % des échantillons d'une saison.

3.4.2 *Staphylococcus aureus*

Limites maximales

Aucune limite n'a été fixée pour ***Staphylococcus aureus***. L'échantillonnage en vue du dépistage de ce micro-organisme pathogène doit être effectué lorsqu'il existe des preuves épidémiologiques ou d'autre nature de sa présence dans l'eau ou pour évaluer les dangers d'une utilisation excessive de l'eau comportant la possibilité de transmission de germes pathogènes d'une personne à une autre.

Critères

Description

Le germe ***Staphylococcus*** comprend des cocci Gram-positifs et catalase-positifs qui fermentent le glucose et se développent en aérobiose aussi bien qu'en anaérobiose. ***Staphylococcus aureus*** se caractérise par son pouvoir de coaguler le plasma de lapin en présence d'agents anti-coagulants. La

fermentation anaérobie du mannitol et la production d'une nucléase thermostable sont d'autres épreuves diagnostiques importantes (Evans, 1977). Il existe six biotypes qui peuvent être reliés aux animaux qui sont leurs hôtes habituels (Dimitracopoulos et coll., 1977).

Les staphylocoques ne sont pas considérés comme des hôtes naturels des milieux aquatiques et ils sont en général incapables de s'y multiplier. Ils ont besoin de beaucoup d'éléments nutritifs pour se développer dans une eau dont la température est d'environ 20 °C; aux températures inférieures à 10 °C, leur multiplication est faible, sinon nulle. Cependant, les staphylocoques résistent à de nombreuses influences du milieu et ils peuvent survivre pendant des périodes relativement longues. On considère que les staphylocoques présents dans les eaux utilisées à des fins récréatives proviennent surtout de sécrétions issues de la bouche, du nez et de la gorge des baigneurs, ainsi que de leur peau. On a montré que ces micro-organismes provenaient des baigneurs, surtout dans des études portant sur l'eau des piscines (Mallman 1962; Favero et coll., 1964; Paul, 1972; Palmquist et Jankow, 1973) et dans quelques études portant sur des eaux naturelles (Oriz, 1977). Dans la seizième édition de *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (*American Public Health Association*, 1989), on classe les staphylocoques parmi les germes pathogènes d'origine humaine présents dans l'eau des plages naturelles utilisées pour la baignade. Pour ce qui est de l'étendue et de l'importance de l'apport des animaux et des eaux de ruissellement à la charge totale en staphylocoques, peu de documentation existe à ce sujet.

Pathogénicité

Staphylococcus aureus est considéré comme le principal germe pathogène de ce genre. Il est responsable de la plupart des infections purulentes, y compris les furoncles et les coupures et égratignures infectées (Evans, 1977). Seyfried (1973) a signalé un cas d'infection de l'oreille associé à la baignade dans une piscine dont l'eau était contaminée. À l'heure actuelle, il n'existe pas de données convaincantes sur la fréquence des affections attribuables au degré de pollution des eaux utilisées à des fins récréatives.

Malgré la rareté des renseignements qui permettraient d'évaluer le risque que peut présenter l'eau d'une qualité donnée, on a proposé quelques concentrations maximales. Les limites suggérées pour que les bains ne soient pas dangereux vont d'un indice de «cocci» inférieur à 15/100 mL (Seligmann, 1951) à 100/100 mL (Favero et coll., 1964). Seyfried (1987) a observé que les staphylocoques totaux, les coliformes fécaux et les streptocoques fécaux formaient les indicateurs qui étaient en corrélation la plus étroite avec la morbidité associée aux baignades. Ces résultats sont fondés sur une étude effectuée en 1983 sur les plages d'eau douce du sud de l'Ontario, avec une

orientation épidémiologique. L'étude recommandait d'employer les coliformes fécaux, ***Escherichia coli***, ***Pseudomonas aeruginosa*** et les staphylocoques totaux comme indicateurs de la qualité de l'eau douce utilisée à des fins récréatives.

Seyfried (1987) a observé des moyennes géométriques de concentrations en staphylocoques totaux de 142/100 mL dans des plages utilisées, et de 96/100 mL dans des plages fermées. D'une façon générale, lorsqu'il s'agit de protection de la santé, on préfère l'indice des staphylocoques totaux à l'indice de ***S. aureus***.

Présence dans le milieu aquatique

D'après des données limitées, il semblerait que les teneurs en ***Staphylococcus*** soient relativement faibles sur les plages du Canada. Une étude a révélé la présence de 10 à 40 staphylocoques/100 mL dans les eaux de ruissellement des villes (Environnement Canada et ministère de l'Environnement de l'Ontario, 1978). Des études effectuées par Seyfried (1973) ont révélé des concentrations comprises entre 30 et 90/100 mL sur l'une des trois plages du lac Érié qui ont été observées. Sur le lac Ontario, deux des trois plages examinées étaient contaminées par ***S. aureus***. Dans deux des trois aires de conservation de l'Ontario, on a trouvé des staphylocoques dont une espèce coagulase positive.

Une étude plus récente (Seyfried, 1980) portant sur plusieurs plages des Grands Lacs a révélé la présence constante de staphylocoques. Dans le cas des 12 plages étudiées sur le lac Ontario, les modes variaient de 10 à 122/100 mL et très peu de ***S. aureus*** ont été dépistés. Dans le cas de l'eau de 10 plages du lac Érié, les modes variaient de 28 à 380/100 mL. Enfin, dans l'eau de 7 plages du lac Huron, les modes étaient compris entre 7 et 49/100 mL.

Résumé

1. ***Staphylococcus aureus*** est reconnu comme un germe pathogène important chez les humains. Il cause des furoncles, des infections de l'oreille et d'autres infections purulentes.

2. Il semble exister une relation entre le nombre des baigneurs et les concentrations de staphylocoques dans l'eau, mais il n'apparaît pas qu'il y ait une relation significative entre les maladies des baigneurs et la concentration de ***S. aureus*** dans l'eau.

3. C'est pourquoi, à l'heure actuelle, aucune limite n'a été établie pour les staphylocoques. On recommande d'effectuer une surveillance et des études épidémiologiques orientées sur ces germes pathogènes.

3.4.3 *Salmonella*

Limites maximales

Aucune limite n'est proposée en ce qui concerne les concentrations de ***Salmonella*** dans les eaux utilisées à des fins récréatives. On recommande plutôt d'utiliser ***Salmonella*** comme paramètre pour aider à interpréter les résultats d'enquêtes sanitaires et microbiologiques. Comme pratiquement toutes les espèces de ***Salmonella*** sont pathogènes, on doit considérer qu'il existe un danger pour la santé lorsqu'on peut isoler régulièrement ***Salmonella*** dans une zone où l'on pratique la baignade.

Critères

Description

Les espèces de ***Salmonella*** font partie de la famille des Entérobactériaceae. Ce sont des bactéries Gram-négatives, mobiles, en forme de bâtonnets droits, qui fermentent le glucose, mais pas le lactose. Comme les bactéries du genre ***Salmonella*** sont dotées d'un antigène très complexe, on cherche souvent à identifier leur sérotype plutôt que leur espèce. Plus de 1400 sérotypes de ***Salmonella*** ont été identifiés (Manuel de bactériologie systématique de Bergey, 1986).

Pathogénicité

Le terme «salmonellose» désigne toute infection causée chez les humains ou les animaux par une bactérie du genre ***Salmonella***. Les symptômes de cette infection sont une gastro-entérite aiguë, une fièvre intestinale et une septicémie. La salmonellose est un problème d'hygiène publique qui se pose à l'échelle mondiale, tant pour les animaux que pour les humains, et qui est compliqué par le nombre de sérotypes de ***Salmonella*** et l'omniprésence de ce germe. Dudley et coll., (1976) ont mis au point un modèle mathématique permettant d'évaluer le risque pour la santé que présente une exposition aux ***Salmonella*** dans l'eau utilisée à des fins récréatives. Il a conclu que, avant que son modèle puisse être utilisé efficacement, il était nécessaire de poursuivre des recherches afin de mettre au point des méthodes quantitatives normalisées pour le dépistage systématique de ***Salmonella*** dans les eaux utilisées à des fins récréatives. De plus, Dutka et Bell (1973) ont indiqué que toutes les espèces et variétés du genre ***Salmonella*** étaient des pathogènes en puissance devant être considérés comme des dangers pour la santé. Il est souvent arrivé qu'on signale des cas de ***Salmonella*** dans des communautés où les eaux étaient considérées comme répondant aux normes en matière de coliformes (Dutka et Bell, 1973). Van Donsel et coll., (1967) ont indiqué que ***S. typhimurium*** était encore capable d'affecter les humains après avoir survécu pendant 280 jours dans un sol contaminé.

Présence dans le milieu aquatique

Cherry et coll., (1972) ont constaté que 65 % des échantillons prélevés dans des eaux modérément polluées contenaient des ***Salmonella***, que 38 % des échantillons prélevés dans des eaux très peu polluées en renfermaient également et que 11 % des échantillons prélevés dans des cours d'eau non pollués en contenaient aussi. On a également noté une relation entre la présence de ***Salmonella*** et les concentrations de coliformes fécaux dans l'eau (Geldreich et coll., 1968; Smith et Twedt, 1971; Smith et coll., 1973; Hoadley et coll., 1974). Il apparaît que ***Salmonella*** peut être régulièrement isolée des eaux de surface où les niveaux de coliformes fécaux dépassent 200/100 mL.

Menon (1985) a isolé cinq sérotypes de ***Salmonella*** (***S.infantis***, ***S. typhimurium***, ***S. saint-paul***, ***S. tennesse*** et ***S. heidelberg***) à partir d'une rivière à marée de la Nouvelle-Écosse qui recevait des effluents d'origine urbaine et d'autres provenant d'une industrie alimentaire. Les sources de ***Salmonella*** ont été attribuées à des effluents provenant d'usines de traitement de viande et de volaille ainsi que de plusieurs installations de traitement des eaux usées. Les concentrations de coliformes fécaux dans la rivière dépassaient également les recommandations en matière d'activités récréatives et de récolte des coquillages. Palmateer (1980) a également isolé des sérotypes de ***Salmonella*** dans des eaux de surface contenant des effluents provenant d'usines de traitement de viande et de volaille. Il a été confirmé que quatre des sérotypes isolés (***S. bareilly***, ***S. infantis***, ***S. schwarzengrund*** et ***S. typhimurium***) avaient été identifiés comme les agents responsables de plusieurs épidémies de salmonellose en Ontario. ***Salmonella thompson*** et ***S. typhimurium*** ont également été fréquemment retrouvés au débouché d'un égout pluvial pendant des périodes de pluie (Qureshi et Dutka, 1979). Bell et coll., (1978) ont isolé dans la rivière Saskatchewan-Nord des espèces de ***Salmonella*** qui étaient résistantes à cinq antibiotiques d'utilisation courante. Qureshi (1977) a isolé quatre sérotypes de ***Salmonella*** dans des échantillons d'eau de pluie d'origine urbaine recueillis à Toronto et à Guelph. Ces quatre sérotypes figurent parmi ceux qui ont été souvent isolés chez les humains au cours des dernières années.

Plusieurs études ont démontré que ***S. typhimurium*** pouvait survivre plus longtemps que ***Escherichia coli*** en eau douce et dans les estuaires (Gosselin, 1979; McCambridge et McMeekin, 1981). Dans le lac Ontario et à Hamilton Harbour, ***S. thompson*** a survécu pendant au moins 20 jours (Dutka et Kwan, 1980). Ces observations en matière de survie démontrent que des déversements occasionnels d'eau de pluie ou d'eaux usées peuvent avoir des effets cumulatifs, si bien que des eaux tempérées naturelles peuvent contenir des germes pathogènes et donc constituer un danger possible pour la santé.

On a isolé ***Salmonella*** des sédiments du fond de l'eau en plus grand nombre que des eaux situées au-dessus (Van Donsel et Geldreich, 1971; Hendricks, 1971). Ce phénomène a été relié à une survie prolongée de

Salmonella dans les sédiments. Van Donsel et Geldreich (1971) ont conseillé de n'isoler ***Salmonella*** des sédiments que lorsque les concentrations de coliformes fécaux atteignent 200/100 mL.

Résumé

1. Les micro-organismes ***Salmonella*** sont pathogènes et constituent un danger pour la santé s'ils sont isolés de façon constante dans une zone de baignade.

2. Les méthodes d'isolation de ***Salmonella*** n'ont pas été normalisées, et leur numération systématique n'est pas pratique à réaliser.

3. Les micro-organismes ***Salmonella*** peuvent être considérés comme un paramètre d'appui pouvant aider les organismes de réglementation à déterminer les risques pour la santé que comporte l'utilisation de l'eau à des fins récréatives.

3.4.4 Shigella

Limites maximales

Aucune limite maximale n'est précisée pour ***Shigella*** dans les zones de baignade. On doit procéder à un échantillonnage de ces micro-organismes dans les eaux utilisées à des fins récréatives quand il existe une preuve épidémiologique ou d'autre nature de leur présence dans l'eau ou en vue d'évaluer les dangers d'une utilisation excessive des eaux qui peuvent entraîner la transmission des germes pathogènes d'une personne à une autre.

Critères

Description

Les micro-organismes du genre ***Shigella*** sont Gram-négatifs, immobiles, lactose-négatifs et ne produisent pas de sulfure d'hydrogène. Les micro-organisme ***Shigella*** sont des entérobacilles et ils sont les principaux agents étiologiques de la dysenterie bacillaire (Lund, 1978).

Pathogénicité

La shigellose, qui est l'infection causée par ***Shigella***, peut être transmise par contact de personne à personne, par une eau potable de mauvaise qualité ou par des aliments contaminés. Les symptômes de la shigellose vont d'une légère diarrhée passagère à des vomissements, des douleurs abdominales, de la fièvre et des selles sanglantes et abondantes. Cependant, très peu d'études ont été faites en vue de détecter les ***Shigella*** spp. dans le milieu aquatique, principalement parce qu'il n'existe pas de méthode normalisée pour la détection et la numération de ***Shigella*** dans l'eau. Les méthodologies utilisées pour

détecter ***Shigella*** spp. dans l'eau ont une faible sensibilité et doivent donc être considérées seulement comme qualitatives (Wang et coll., 1966; Geldreich, 1972).

McCabe et Craun (1975) ont observé que les ***Shigella*** spp., en particulier ***S. sonnei***, étaient les germes pathogènes les plus couramment identifiés qui ont provoqué l'émergence de foyers infectieux en 1971 et en 1972, aux États-Unis et au Canada. Ces épidémies étaient associées à l'ingestion d'eau potable polluée. On a noté une importante épidémie de shigellose attribuable à la baignade dans le Mississippi, en aval de Dubuque (Iowa) (anonyme, 1974; Rosenberg et coll., 1976). À la suite de cette épidémie, Rosenberg et coll., (1976) ont remarqué que la shigellose, une maladie qui pouvait être causée par l'ingestion de 10 à 100 micro-organismes seulement, pouvait être contractée au cours de baignades dans des eaux polluées. C'est la première épidémie de shigellose qui ait pu être reliée à la baignade. Cabelli (1979), en reconstituant l'histoire épidémiologique du foyer infectieux de shigellose apparu à Dubuque, a conclu que même si les concentrations en coliformes fécaux avaient été supérieures à 200/100 mL pendant plusieurs années, il a fallu que soit atteint un nombre critique de porteurs de ***Shigella*** ou d'individus malades éliminant ***Shigella*** dans l'environnement pour que survienne une épidémie de shigellose.

Plus récemment, Makintubee et coll., (1987) ont signalé l'apparition d'au moins 62 cas (38 primaires ou coprimaires et 24 secondaires) de shigellose (***S. sonnei***) associés à la baignade dans un réservoir naturel. Bien qu'on ait noté la présence de concentrations excessives d'indicateurs fécaux bactériens dans l'eau, on n'a pas pu détecter ***Shigella***.

Présence dans le milieu aquatique

Il est possible d'isoler les ***Shigella*** dans les matières fécales d'animaux à sang chaud et dans les eaux usées. Selon Lund (1978), ces bactéries n'auraient qu'une survie relativement courte dans l'environnement. Hendricks (1972), en étudiant de l'eau de rivière recueillie en aval d'un émissaire d'eau d'égout et passée à l'autoclave, a constaté que la croissance des ***Shigella*** était meilleure à 30 °C et que cette bactérie se reproduisaient de deux à trois fois moins rapidement que les coliformes. Il n'a observé que peu ou pas de croissance de bactéries à des températures variant de 5 °C à 20 °C. Wang et coll., (1966) ont remarqué que ce micro-organisme survivait plus longtemps dans des eaux usées à 15 °C qu'à 25 °C. Andre et coll., (1967) ont observé que ***Shigella*** avait survécu 12 jours dans l'eau non traitée d'un étang de ferme. Geldreich (1972) a étudié d'autres caractéristiques de survie; il a observé une diminution marquée du temps de survie grâce à l'aération ou à l'abaissement du pH à moins de 7,6.

Résumé

1. Les micro-organismes ***Shigella*** sont pathogènes et constituent un danger pour la santé s'ils sont isolés de façon constante dans une zone de baignade.

2. Les méthodes d'isolation de ***Shigella*** n'ont pas été normalisées et leur numération systématique n'est pas pratique à réaliser.

3. ***Shigella*** peut être considéré comme un paramètre d'appui pouvant aider les organismes de réglementation à déterminer le risque pour la santé que comporte l'utilisation des eaux à des fins récréatives.

3.4.5 *Aeromonas*

Limites maximales

Aucune limite maximale n'a été proposée pour ***Aeromonas*** dans les zones de baignade. Il est recommandé de n'envisager l'échantillonnage en vue du dépistage d'***Aeromonas*** dans les eaux utilisées à des fins récréatives que pour des investigations épidémiologiques.

Critères

Description

Les micro-organismes appartenant au genre ***Aeromonas*** sont des anaéorobies facultatifs se présentant sous la forme de bâtonnets Gram-négatifs possédant une flagelle polaire. La gamme de températures favorables à sa croissance s'étend de 0 à 41 °C (Ewing et coll., 1961). Les espèces d'***Aeromonas*** sont largement distribuées dans l'eau douce stagnante et courante, dans les boues et dans les eaux usées (Hazen et coll., 1978). Le *Manuel de bactériologie systématique de Bergey* (1986), ainsi que Popoff et coll., (1981) reconnaissent trois espèces d'***Aeromonas*** se trouvant dans les échantillons cliniques : ***A. hydrophila***, ***A. caviae*** et ***A. sobria***. Par ailleurs, on peut diviser ***Aeromonas*** en 9 à 12 groupes d'hybridisation d'ADN, mais la taxonomie reste encore à éclaircir.

Pathogénicité

Les infections chez les humains provoquées par ***Aeromonas*** surviennent de façon prédominante pendant la période qui s'étend de mai à novembre, probablement en raison de l'origine aquatique des bactéries (Davis et coll., 1978). Les infections causées par ***Aeromonas*** ont été divisées en quatre catégories (von Graevenitz, 1985) :

cellulite ou infection d'une plaie attribuable à l'exposition à l'eau;

diarrhée aiguë de courte durée;

- septicémie, le plus souvent accompagnée de troubles biliaires ou pancréatiques;
- autres infections : infections des tissus mous, infections urinaires, méningite, péritonite, otite et endocardite, en particulier chez les personnes immunodéficientes.

Les espèces ***Aeromonas*** provoquent chez les humains des troubles diarrhéiques aigus évoluant spontanément à la guérison, et dont la spécificité est confirmée par la découverte de diverses exotoxines. L'une d'entre elles, l'entérotoxine, a été détectée chez le jeune souriceau (Turnbull et coll., 1984). C'est une molécule thermolabile et acidolabile qui provoque une lyse cellulaire dans les cultures de tissus.

Des proportions de porteurs d'***Aeromonas*** dans les matières fécales comprises entre 2 et 3 % ont été observées en Angleterre, aux États-Unis et en Australie, sans troubles gastro-intestinaux associés.

Présence dans le milieu aquatique

Les espèces ***Aeromonas*** peuvent être isolées dans les matières fécales des animaux à sang chaud, les eaux usées, l'eau douce et les eaux salées qui sont en interface avec des eaux douces. ***Aeromonas*** a été trouvé à des pH allant de 5,2 à 9,8 et à des températures comprises entre 4 et 45 °C. On ne le considère pas comme halophile, parce que sa tolérance au sel varie entre 0 et 4 %. On a également pu l'isoler du sol et de produits alimentaires (Ewing et coll., 1961).

Hanson et coll., (1977) ont signalé un cas, chez un jeune homme précédemment en bonne santé, de cellulite grave qui s'est développée à partir d'une dilacération survenue en cours de baignade. ***Aeromonas hydrophila*** a été retrouvé en grand nombre dans la plaie et dans le lac d'eau douce où la blessure s'est produite.

Joseph et coll., (1979) ont signalé un cas d'infection primaire des tissus mous provoquée par deux espèces d'***Aeromonas*** (***A. hydrophila*** et ***A. sobria***) chez un étudiant qui se livrait à des exercices de plongée autonome dans un lac d'eau douce.

Résumé

1. Du fait que l'eau apparaît comme étant l'habitat naturel d'***Aeromonas***, ce micro-organisme ne doit pas être utilisé comme indicateur de pollution fécale ni comme indicateur sanitaire pour les zones de baignade.

2. ***Aeromonas*** peut être pathogène, mais l'échantillonnage des eaux utilisées à des fins récréatives ne doit être envisagé que pour des enquêtes épidémiologiques.

3.4.6 *Campylobacter jejuni*

Limites maximales

Aucune limite n'a été précisée pour ***Campylobacter jejuni*** dans les eaux utilisées à des fins récréatives. On ne doit envisager un échantillonnage de ce germe pathogène qu'en cas de preuve épidémiologique ou autre de sa présence dans l'eau. On peut également envisager un échantillonnage en vue de vérifier les dangers d'une utilisation excessive de l'eau pouvant entraîner le transfert de germes pathogènes d'une personne à une autre.

Critères

Description

Campylobacter jejuni (***C. fetus*** sous esp. ***jejuni***) et ***C. coli*** sont maintenant reconnus comme étant des germes pathogènes importants au niveau de l'intestin, et comme étant souvent responsables de diarrhée chez les humains (Benenson, 1985). La campylobactériose, également connue sous le nom de gastro-entérite ou d'entérite à ***Campylobacter***, est le nom de la maladie causée par ***C. jejuni***.

On pense que ***Campylobacter*** est responsable d'une plus grande proportion d'entérites que ***Salmonella*** ou ***Shigella***. Le diagnostic est basé sur l'isolement des micro-organismes provenant des selles au moyen de milieux sélectifs, d'une réduction de la pression d'oxygène et d'une température d'incubation de 43 °C. L'identification visuelle de bâtonnets mobiles, incurvés, de forme spirale ou en S analogues à ceux de ***Vibrio cholerae***, effectuée par examen des matières fécales en contraste de phase ou à l'ultramicroscope, permet d'obtenir rapidement une présomption de la présence d'une entérite par ***Campylobacter***.

Source et pathogénicité

Campylobacter jejuni a été isolé à partir de l'eau, de la boue, chez le bétail et chez les chiens et les chats. Les oiseaux en particulier constituent un réservoir bien documenté, car de faibles quantités de fientes d'oiseaux tombées dans l'eau peuvent libérer de nombreux micro-organismes de ***Campylobacter*** (Benenson, 1985; Sacks et coll., 1986). Les modes de transmission aux humains comprennent le contact avec des animaux, la manipulation de poulet cru, le contact entre personnes et la consommation d'aliments contaminés, de lait non traité et d'eau. La dose infectieuse de ***Campylobacter*** dans l'eau est inconnue. À titre de comparaison, aussi peu que 500 micro-organismes dans le lait peuvent être infectieux (Robinson 1981).

Des épidémies d'entérite à ***Campylobacter*** d'origine hydrique ont été attribuées au système de distribution municipale d'eau en Amérique du Nord (Sacks et coll., 1986; Borczyk et coll., 1987) et dans divers pays d'Europe (Bolton et coll., 1987).

Les eaux de surface peuvent contenir ***Campylobacter*** spp., mais la survie de ces derniers dépend de la température. À 4 °C, ils peuvent survivre de 11 jours à 4 semaines, et à 25 °C, de 2 à 4 jours (Mentzing, 1981). Dans une autre étude, ***C. jejuni*** inoculé dans de l'eau d'un torrent de montagne passée à l'autoclave est resté viable pendant 33 jours à 4 °C. À 25 °C, les micro-organismes sont devenus non viables en 4 jours (Blaser et coll., 1980). Dans une enquête portant sur une épidémie d'origine hydrique, on a pensé que malgré les températures ambiantes élevées, une accumulation d'algues et de mousse dans un réservoir de sédimentation ouvert aurait pu contribuer à la prolongation de la viabilité des micro-organismes (Sacks et coll., 1986).

Présence dans le milieu aquatique

Dans une étude (Taylor et coll., 1982), ***C. jejuni*** a été responsable d'une diarrhée estivale sporadique découlant de la consommation d'eau de surface non traitée dans des régions sauvages. Par la suite, ***C. jejuni*** a été isolé à partir d'animaux de la région. Une autre étude (Taylor et coll., 1983) a porté sur une épidémie d'entérite à ***Campylobacter*** qui était liée épidémiologiquement au système de distribution d'eau non traitée de la communauté.

La survie de ***C. jejuni*** a été étudiée dans l'eau potable, l'eau des rivières et les eaux usées; les résultats indiquent que sa survie est limitée à quelques jours (Pickert et Botzenhart, 1985). Il n'a pas semblé que la concentration d'oxygène et de nutriments dans les échantillons influe sur la survie, tandis que la température est apparue comme l'une des variables les plus importantes.

C'est l'été que ***Campylobacter*** apparaît le plus fréquemment dans l'environnement. L'étude des oiseaux indique que le portage de ***Campylobacter*** est plus important durant cette saison qu'en hiver, ce qui expliquerait que les épidémies de ***Campylobacter*** d'origine hydrique ont tendance à se produire seulement en été et à l'automne (Sacks et coll., 1986).

Dans une étude faite par Bolton et coll., (1987) et portant sur un réseau de cours d'eau traversant des zones rurales et urbaines, la plus faible fréquence d'isolement et les numérations les plus basses obtenues (10 ***Campylobacter***/100 mL) étaient attribuées aux échantillons prélevés dans les sites et régions rurales ayant des cours d'eau dont le débit est le plus rapide. La plus forte fréquence d'isolement et les numérations les plus élevées (20 à 30 ***Campylobacter***/100 mL) étaient associées aux échantillons prélevés à proximité ou en aval des installations d'eaux usées. Une variation saisonnière a été démontrée : les numérations les plus élevées et la plus grande fréquence d'isolement ont été obtenues en fin d'automne et en hiver, tandis que les numérations les plus basses et les isolements les moins fréquents se produisaient au printemps et en été. Il a été observé que les fortes chutes de pluie suivies de ruissellement à partir des terres de culture adjacentes contribuent à augmenter les numérations de ***Campylobacter*** dans les cours d'eau.

Plusieurs études ont isolé ***Campylobacter*** spp. dans les eaux de surface, en association avec ***Escherichia coli*** (Carter et coll., 1987). Ces études ont indiqué que ***Campylobacter*** spp. n'était détectée qu'en présence de ***E. coli***.

Résumé

1. De récentes améliorations dans les techniques d'échantillonnage environnemental et dans les méthodes permettant de distinguer les espèces microbiennes ont rendu les études d'environnement plus faisables (Taylor et coll., 1982).

2. L'eau est potentiellement un réservoir important pour les ***Campylobacter*** thermophiles et constitue un véhicule établi pour la transmission de ***Campylobacter*** aux humains et aux animaux domestiques.

3. Il serait utile de pouvoir disposer d'un indicateur standard de pollution fécale pour déterminer les dangers potentiels pour la santé qui sont reliés aux ***Campylobacter*** spp. ainsi qu'aux autres entérobactéries pathogènes.

4. À l'heure actuelle, toutes les données rassemblées établissent un lien entre l'entérite à ***Campylobacter*** et la consommation d'eau et non aux contacts se produisant durant les activités récréatives. C'est pour cette raison qu'aucune limite n'a été établie à ce jour. Une surveillance peut être exercée dans les cas où elle est justifiée par des données épidémiologiques ou d'autre nature. Il existe un danger pour la santé lorsque ***Campylobacter*** peut être isolé de façon constante dans une zone de baignade.

3.4.7 *Legionella*

Limites maximales

Aucune limite n'a été proposée pour les micro-organismes ***Legionella*** spp. dans les eaux utilisées à des fins récréatives.

Critères

Description

On a identifié au moins 22 espèces de ***Legionella***. Ce sont des bacilles aérobies, Gram-négatifs, sans sporulation, qui se développent entre 35 et 37 °C dans des milieux spéciaux (p. ex., extrait de levure-charbon de bois tamponné).

Pathogénicité

Depuis l'épidémie de la maladie des légionnaires qui s'est manifestée en 1976 à Philadelphie, les ***Legionellaceae*** ont été reconnues comme étant une cause importante de maladies respiratoires causant la légionellose et la fièvre de Pontiac. La légionellose est une maladie multisystémique qui peut être

fatale chez les personnes présentant un déficit immunitaire. La fièvre de Pontiac est une maladie qui ressemble à la grippe et qui évolue spontanément vers la guérison; elle atteint principalement les personnes immunocompétentes. La transmission s'effectue par inhalation d'aérosols infectés. Presque tous les foyers d'infection endémique et épidémique, d'origine communautaire et nosocomiale, ont été reliés à la plomberie intérieure et aux systèmes de climatisation (Benenson, 1985).

Présence dans le milieu aquatique

Tous les micro-organismes ***Legionella*** sont des bactéries aquatiques qu'on retrouve principalement dans l'eau et la boue (Edelstein, 1985). Au chapitre de la légionellose, on peut trouver cinq rapports associés aux eaux utilisées à des fins récréatives : deux foyers infectieux de fièvre de Pontiac associés à l'utilisation de bains tourbillons (Mangione et coll., 1982; Goldberg et coll., 1989); un cas d'infection de plaie dans un réservoir d'hydrothérapie (Brabender et coll., 1983); un cas associé à une presque noyade (Sekla et coll., 1982); et un cas à la suite d'une immersion dans une rivière (Farrant et coll., 1988).

Résumé

1. Les micro-organismes ***Legionella*** sont des bactéries aquatiques naturelles qui ne peuvent donc pas être utilisées comme indicateur de pollution fécale ou comme indicateur sanitaire des zones réservées à la baignade.

2. Il existe très peu de données sur les rapports entre la légionellose et les eaux utilisées à des fins récréatives.

3. Le dépistage systématique de ***Legionella*** dans les eaux utilisées à des fins récréatives n'est pas recommandé.

3.4.8 Virus

Limites maximales

Au Canada, aucune limite n'a été fixée pour les virus dans les eaux utilisées à des fins récréatives. L'échantillonnage en vue du dépistage des virus doit être effectué quand il existe des preuves épidémiologiques ou d'autre nature de leur présence dans l'eau ou en vue d'évaluer les dangers d'une utilisation excessive de l'eau pouvant entraîner la transmission de germes pathogènes d'une personne à une autre.

Critères

Description

Les virus sont des micro-organismes inframicroscopiques qui sont incapables de se reproduire à l'extérieur de leur hôte normal. Parmi les virus, dont le nombre dépasse la centaine, qui sont excrétés dans les matières fécales et qu'il est possible de retrouver dans les eaux utilisées à des fins récréatives, certains demeurent infectieux pendant plusieurs mois dans l'eau et dans les sédiments sous-jacents (Sattar, 1981); il s'agit des entérovirus (virus de la poliomyélite, virus coxsackie, échovirus et virus de l'hépatite A), les adénovirus, les rotavirus, les réovirus, les virus de type Norwalk, les calicivirus, les astrovirus et les coronavirus. La dose infectieuse de certains entérovirus chez les humains peut être seulement d'une unité en culture du site tissulaire (Plotkin et Katz, 1967; Ward et Akin, 1984; Ward et coll., 1986) et d'au moins un ordre de magnitude inférieur à celui des bactéries (Blaser et Newman, 1982).

Pathogénicité

Les maladies produites par les entérovirus varient des formes inapparentes aux formes graves. Les entérovirus peuvent provoquer des gastro-entérites, des hépatites A et non-A, des hépatites non-B, de la fièvre, des troubles respiratoires, des infections de l'oeil, des infections du système nerveux central, la poliomyélite, etc. (Sattar, 1978b; Gerba et coll., 1985; Gust et Purcell, 1987).

L'absence de centralisation des informations à propos de ces infections, jointe à la rapidité des transmissions de personne à personne, ont rendu extrêmement difficile la détermination de l'existence de maladies virales d'origine hydrique (Pipes, 1978). Le risque associé aux baignades dans des eaux contaminées par des virus a été étudié par Payment (1984) et Craun (1986).

Épidémiologie

Il est rare qu'on rapporte des infections virales acquises dans des eaux utilisées à des fins récréatives (Paffenbarger et coll., 1959; McLean, 1965). Par contre, on a noté la transmission d'adénovirus à partir de piscines (Foy et coll., 1968; Caldwell et coll., 1974), entraînant généralement des infections de l'oeil. La transmission d'entérovirus à partir d'eau de lac a également été prouvée en ce qui concerne le virus coxsackie B3 (Hawley et coll., 1973), coxsackie A16 (Denis et coll., 1974), celui de l'hépatite A (Bryan et coll., 1974), le virus de type Norwalk (Koopman et coll., 1982; Kappus et coll., 1982) et, finalement, l'échovirus (Walter-Offenhauser et Horn, 1974).

Présence dans le milieu aquatique

Un grand nombre d'entérovirus peuvent se retrouver en milieu aquatique (ministère de la Santé nationale et du Bien-être social ,1977; Bitton et coll., 1985) à la suite d'une pollution par les déchets d'origine animale, les eaux usées urbaines et par d'autres sources de déchets d'origine humaine. Contrairement aux bactéries coliformes fécales qui sont présentes dans toutes les matières fécales, les virus ne sont excrétés que par des individus infectés (*U.S. Environmental Protection Agency*, 1978a), qui sont souvent des porteurs asymptomatiques de moins de 15 ans (Ramoz-Alverez et Sabin, 1956). Il a été établi que les concentrations de virus dans l'eau variaient de façon marquée en fonction de l'heure, du jour et de la saison (Berg et Metcalf, 1978), tandis que les niveaux de coliformes totaux et fécaux étaient, de façon générale, plus stables. C'est pourquoi le rapport de 1 pour 65 000 entre les virus et les coliformes totaux ne se vérifie pas toujours (Scarpino, 1975). Berg et Metcalf, (1978) ont également démontré que le rapport entre coliformes fécaux et entérovirus n'était pas constant. Des virus ont été trouvés en l'absence de coliformes fécaux détectables (Berg, 1978), et des niveaux significatifs de virus ont été trouvés dans des eaux bien au-dessous des limites bactériologiques recommandées pour les eaux utilisées à des fins récréatives (Goyal et coll., 1978). Bates et coll., (1977) ont observé une résistance à l'inactivation par le chlore.

Plusieurs études ont porté sur les concentrations de virus dans les eaux usées (Sattar et Westwood, 1977, 1978; Subrahmanyan et coll., 1979; Sekla et coll., 1980), dans les rivières (Subrahmanyan, 1977; Sattar et Westwood, 1977; Sekla et coll., 1980; Payment et coll., 1988) et dans les lacs (McLean, 1965; Subrahmanyan, 1977). Une étude approfondie de l'eau de la rivière des Outaouais (Sattar, 1978a) a révélé que sept sur 16 des échantillons prélevés à un endroit donné contenaient des virus; à une plage fréquentée, sur 20 échantillons, 11 contenaient des virus, la gamme des concentrations allant de 0,6 à 16,8 unités infectieuses sur 10 L. Les sources de contamination étaient les apports d'eaux usées non traitées de même que les effluents d'eaux usées traités et chlorés (Sattar et Westwood, 1978).

Payment (1977) a proposé une limite de 1 dose infectieuse en culture tissulaire sur 40 litres, tandis que Sattar (1978a) propose une dose infectieuse sur 10 L lorsqu'on analyse un échantillon de 100 mL. En Israël, Shuval (1975) a recommandé d'établir des limites provisoires. Aux États-Unis, Melnick (1976) a proposé une limite de 1 unité infectieuse de virus détectable sur 10 gallons US (37,9 L) d'eau utilisée à des fins récréatives. Enfin, l'Arizona a adopté une norme pour les eaux de surface qui ne dépasse pas une unité d'entérovirus/40 L d'échantillon (Gerba, 1988).

Les enquêtes portant sur des épidémies virales d'origine hydrique demandent des installations de laboratoire spéciales. On peut effectuer une surveillance occasionnelle des virus afin de déterminer leur distribution et leurs relations avec l'incidence des maladies, mais il n'est pas recommandé d'effectuer des examens de dépistage systématique des eaux utilisées à des fins récréatives.

Résumé

1. Il est reconnu que les virus sont pathogènes en petit nombre. L'ingestion d'une seule unité infectieuse en culture tissulaire suffit pour provoquer une maladie. Mais les techniques de concentration et de numération sont trop détaillées pour qu'une surveillance systématique soit réalisable pratiquement.

2. Très peu de données sont disponibles sur les niveaux courants de virus dans les eaux utilisées à des fins récréatives.

3. Il n'y a pas de corrélation entre les numérations virales et bactériennes dans les eaux utilisées à des fins récréatives.

4. Actuellement, on ne peut pas établir de limites pour les concentrations des virus. Une surveillance et des études épidémiologiques sont nécessaires afin de déterminer les concentrations de virus dans l'eau et les effets sur la santé que comporte la natation dans les eaux contaminées par des virus.

3.4.9 Protozoaires

Limites maximales

Aucune limite n'a été fixée pour les protozoaires pathogènes dans les eaux utilisées à des fins récréatives.

Critères

Description, pathogénicité et présence

Un grand nombre de parasites pathogènes peuvent être présents dans le milieu aquatique. Au Canada, les parasites qui peuvent avoir de l'importance sont quatre protozoaires (***Giardia***, ***Cryptosporidium***, ***Naegleria*** et ***Entamoeba histolytica***) et un helminthe (***Schistosoma***).

Giardia est actuellement le protozoaire intestinal pathogène le plus répandu au Canada et aux États-Unis. L'ingestion de quelques (10 à 100) cystes viables peut provoquer une diarrhée (giardiase). La transmission peut s'effectuer entre personnes ou par l'intermédiaire des aliments ou de l'eau. La giardiase d'origine hydrique a récemment retenu l'attention, car des foyers infectieux ont pu être attribués à des eaux non polluées, ainsi qu'à des eaux de

boisson contaminées par les eaux usées (Lin, 1985). ***Giardia*** est plus résistante au traitement chloré que les micro-organismes indicateurs, les bactéries pathogènes et les virus (Sobsey, 1989). Par conséquent, les numérations de coliformes fécaux ne peuvent pas être utilisées comme indicateurs de contamination par les protozoaires des eaux utilisées à des fins récréatives. La giardiase associée aux classes de natation pour de très jeunes enfants a été étudiée par Harter et coll., (1984) et un cas de transmission dans une piscine a été rapporté par Porter et coll., (1988). La glissoire d'une piscine a également été incriminée dans l'émergence d'un foyer infectieux de giardiase (Greensmith et coll., 1988).

Cryptosporidium, un protozoaire pathogène récemment reconnu, pourrait avoir la même importance que ***Giardia*** (Rose, 1988). L'ingestion de faibles quantités d'oocystes peut également entraîner une diarrhée connue sous le nom de cryptosporidiose. Comme ***Giardia***, ***Cryptosporidium*** peut également être transmis d'une personne à une autre ou par l'intermédiaire des aliments ou de l'eau. La maladie, qui peut être fatale chez des patients immuno-déficients, est survenue au Canada (Mann et coll., 1986). Aucune épidémie n'a été reliée aux eaux utilisées à des fins récréatives mais, aux États-Unis et au Royaume-Uni, les foyers les plus importants ont résulté de l'ingestion d'une eau potable traitée de façon inappropriée (D'Antonio et coll., 1985; Rose, 1988). Bien que les informations dont on dispose ne soient que préliminaires, il apparaît que ***Cryptosporidium*** est encore plus résistant à la désinfection que ***Giardia*** (Sobsey, 1989). Des oocystes ont été trouvés dans des eaux de surface en Colombie-Britannique (Isaac-Renton et coll., 1987) et aux États-Unis (J. Rose et C. Gerba, rapport non publié).

Naegleria fowleri ainsi que d'autres représentants du groupe des amibes retrouvés en eau douce ont causé plus de 100 cas de méningo-encéphalite amibienne primitive dont l'issue est souvent fatale. Des cas de méningo-encéphalite amibienne primitive ont été rapportés aux États-Unis, en Amérique du Sud, en Europe, en Australie et en Nouvelle-Zélande chez des personnes nageant en eau douce, dans des lacs et dans des étangs, et même dans des piscines intérieures remplies d'eau de rivière chauffée et traitée au chlore, car ces amibes sont très résistantes au chlore et prolifèrent dans les eaux chaudes (Griffin, 1977; Hallenbeck et Brenniman, 1989). Au Canada, ***Naegleria fowleri*** a été retrouvé dans des eaux de surfaces (Seyfried et coll., 1984).

Entamoeba histolytica se retrouve dans le monde entier et affecte 10 % de la population mondiale. Elle peut provoquer de la dysenterie amibienne et des abcès du foie. Les cystes survivent facilement dans l'eau. L'effet de la température a été étudié par Jones et Newton (1950). Les épidémies d'amibiase d'origine hydrique les mieux étudiées étaient reliées avec la consommation d'eau contaminée aux États-Unis (Le Maistre et coll., 1956).

Les ***Schistosoma*** spp. sont des trématodes à générations alternées (également connues sous le nom de Bilharzia) dont les larves (cercaires), libérées dans l'eau par des mollusques aquatiques infectés, doivent pénétrer dans la peau d'un hôte réceptif pour y compléter leur cycle vital. L'espèce responsable de la schistosomiase humaine, une maladie d'une étendue considérable qui affecte 200 millions de personnes en Afrique, en Amérique du Sud, au Moyen-Orient et dans certaines parties de l'Asie, ne se présente pas en Amérique du Nord.

On peut trouver des schistosomes aviaires au Canada. Les cercaires des schistosomes portés par les oiseaux et les rongeurs peuvent pénétrer à travers la peau de l'être humain, causant une dermatite appelée prurit des nageurs. Ce prurit se produit chez les nageurs qui se baignent dans les lacs de nombreuses parties du monde, y compris l'Amérique du Nord, ainsi que dans certaines plages au bord de la mer. Les schistosomes ne viennent pas à maturité chez les humains (Levy et Folstad, 1969; Benenson, 1985), mais meurent juste sous l'épiderme. Une nouvelle exposition aux cercaires déclencherait une réponse allergique. Au moment de la pénétration des cercaires, on peut noter une sensation de picotement (Hoeffler, 1977).

On peut éviter le prurit des nageurs en s'abstenant complètement de pratiquer des sports aquatiques dans les régions où la maladie a déjà posé des problèmes. Une autre solution acceptable serait l'élimination des mollusques hôtes, au moyen de molluscicides approuvés. On peut éviter les infections secondaires par les bactéries en prenant les mesures hygiéniques appropriées. Les tentatives pour éviter la dermatite pendant ou après la pénétration des cercaires sont en grande partie inefficaces. Les moyens traditionnels, comme se frotter vigoureusement avec une serviette rude ou faire des frictions à l'alcool, n'ont aucune valeur véritable. Quant aux vêtements et aux produits chimiques répulsifs, ils n'ont que peu d'effets. Le traitement de la dermatite porte principalement sur le soulagement des symptômes, en utilisant les doses habituelles d'antihistaminiques et de médication anti-prurit.

Résumé

1. Il n'est pas recommandé de pratiquer une surveillance systématique des eaux en vue du dépistage des protozoaires. Cependant, les laboratoires provinciaux devraient être capables de participer à l'enquête à propos des épidémies d'origine hydrique documentées.

3.4.10 Phytoplancton toxique

Limites maximales

Aucune limite n'est spécifiée pour le phytoplancton toxique dans les eaux utilisées à des fins récréatives. Cependant, des eaux contenant une écume de couleur bleu-vert ou turquoise indiquent une prolifération d'algues. De telles eaux doivent être évitées en raison de la diminution de leur limpidité et de la présence possible de toxines contenues dans les algues.

Critères

Description

Le phytoplancton, constitué de plantes flottantes de taille microscopique, peut devenir un danger et un sérieux inconvénient dans les eaux utilisées à des fins récréatives, en particulier quand les plantes se concentrent en masses serrées à la surface de l'eau. Il peut s'agir d'un phénomène naturel, mais souvent, cette situation est due à l'eutrophisation d'origine agricole (engrais). La présence de certaines espèces dans une flore d'eau douce est souvent un indicateur sensible de la qualité de l'eau utilisée à des fins récréatives. Un enrichissement des nappes d'eau en éléments nutritifs modifie de façon défavorable la densité et la variété de la faune et de la flore.

Les algues qui posent des problèmes dans les lacs et les étangs sont en général des algues bleues. Celles-ci sont assez exceptionnelles, parce qu'elles partagent certaines caractéristiques à la fois des algues et des bactéries. Dans certaines espèces, les algues sont de petites cellules isolées invisibles à l'oeil nu; dans la plupart des espèces que l'on trouve dans les lacs canadiens, les cellules sont groupées en colonies. Ces colonies peuvent former des filaments, des flocons ou des globules, d'une taille pouvant atteindre plusieurs millimètres. À l'oeil nu, elles ressemblent à de fins débris d'herbe dans l'eau, ou à une masse de purée homogène.

En été, dans les conditions courantes, un échantillon d'eau de lac contient généralement 20 espèces ou plus d'algues bleues, ainsi que des douzaines d'autres espèces d'algues. Les algues bleues peuvent former des proliférations massives dans certaines conditions, pendant l'été (Reynolds et Walsby, 1975).

Les cellules des algues bleues contiennent de petites bulles de gaz (vacuoles) qui leur permettent de régler leur flottaison. Habituellement, les algues sont bien distribuées dans les zones où nutriments et lumière sont en quantité optimale. Les effloraisons massives ne résultent pas d'une poussée de croissance des algues, mais se produisent quand la régulation de la flottaison est perturbée. Reynolds et Walsby (1975) ont établi que la formation des effloraisons massives nécessite d'abord l'existence d'une population importante d'algues, que ces algues aient une flottaison excessive et, enfin, que l'eau soit assez calme pour leur permettre de remonter et de flotter à la surface. Les algues peuvent développer une flottaison excessive quand des turbulences les

envoient à une trop grande profondeur, pendant les heures d'obscurité, au moment où la concentration de gaz carbonique dans l'eau devient limitative, ou quand la population des algues est à la fin de son cycle de croissance et qu'elle vieillit, ou toute association de ces divers facteurs. Les efflorаisons massives se produisent souvent à la fin du mois d'août et en septembre, quand la population des algues commence à vieillir et que les heures d'obscurité deviennent plus longues. Dillenberg et Dehnel (1960) et Senior (1960) ont rapporté un exemple frappant d'une séquence d'événements météorologiques qui ont illustré ces facteurs dans un lac de la Saskatchewan.

Toxicité

Les algues toxiques se trouvent dans tous les milieux aquatiques, et elles ont été responsables de la mort ou de la maladie de bétail, de gibier d'eau, de poissons et même d'humains (Carmichael et coll., 1985). Du point de vue taxonomie, les phylums les plus importants sont les Pyrrophytes (dinoflagellés), les chrysophytes et les cyanophytes (algues bleues). On connaît bien les «marées rouges» qui provoquent la mort des poissons et qui contaminent les coquillages comestibles et d'autres espèces animales des fonds marins (Tangen, 1977; Cross et Southgate, 1980). Sur la côte ouest de l'Amérique du Nord, les palourdes et les moules deviennent toxiques par suite de l'ingestion du dinoflagellé ***Gonyaulax catenella*** et de l'accumulation d'une saxitoxine dans leur tube digestif. Sur la côte est, une intoxication du même genre est causée par ***Gonyaulax tamarensis***, avec un mélange de saxitoxine et de trois autres toxines analogues.

Il est reconnu que depuis 100 ans, dans les lacs, les étangs et les bassins, les algues bleues provoquent des accidents toxiques chez les animaux. Les trois espèces d'algues bleues le plus souvent identifiées comme cause de ces empoisonnements sont ***Anabaena flos-aquae***, ***Aphanizomenon flos-aquae*** et ***Microcystis aeruginosa*** (McLeod et Bondar, 1952; Senior, 1960; Aziz, 1974; Moore, 1977; Richard et coll., 1983).

Un certain nombre de toxines produites par des algues bleues vivant en eau douce ont maintenant été identifiées. Deux neurotoxines et deux hépatotoxines ont été liées à ***Anabaena flos-aquae***. L'anatoxine-a est un puissant dépolarisant et inhibiteur post-synaptique des plaques neuro-musculaires qui provoque la mort par arrêt respiratoire en quelques minutes ou en quelques heures, selon l'espèce, la dose et la consommation antérieure d'aliments. La DL_{50} de la toxine purifiée par voie intrapéritonéale chez la souris est d'environ 200 mg/kg de poids corporel et la durée de survie est de 4 à 7 minutes (Carmichael, 1988). Une autre neurotoxine produite par ***Anabaena flos-aquae*** est l'anatoxine-a(s), une anticholinestérase, qui provoque également une salivation visqueuse, un écoulement de larmes, de l'incontinence urinaire et de la défécation suivis de mort par arrêt respiratoire. L'anatoxine-a(s) est environ

quatre fois plus toxique que l'anatoxine-a. Les deux hépatotoxines produites par ***Anabaena flos-aquae*** semblent être des heptapeptides semblables aux deux analogues produits par ***Microcystis aeruginosa*** (Carmichael, 1988).

Les toxines produites par ***Aphanizomenon flos-aquae*** consistent principalement en deux alcaloïdes neurotoxiques qui ressemblent beaucoup à la saxitoxine et à la néosaxitoxine (Sasner et coll., 1984). Ces neurotoxines sont généralement connues comme poisons paralysants des coquillages liés aux «marées» rouges et ont reçu leurs noms d'une palourde de l'Alaska (butter-clam), ***Saxidomus giganteus*** (Schuett et Rapoport, 1962). On a détecté trois autres neurotoxines qui sont labiles et ne ressemblent à aucun des poisons paralysants des coquillages connus à l'heure actuelle (Carmichael, 1988).

Les hépatotoxines produites par ***Microcystis aeruginosa*** attaquent le foie, provoquant une nécrose grave et des hémorragies. Chez les animaux réceptifs ayant reçu une dose aiguë, la mort, causée par un choc hypovolémique attribuable à une hémorragie hépatique interstitielle, peut survenir dans l'espace de une à trois heures. Chez d'autres animaux, la mort peut survenir dans un délai pouvant aller jusqu'à 36 heures, précédé d'un tableau clinique comprenant : incoordination, faiblesse et fibrillation musculaires, démarche instable, attitude prostrée, respiration laborieuse, salivation, production de larmes, diarrhée et, chez les animaux dont la mort tarde à venir, ictère, photodermatite et affaiblissement généralisé (Soll et Williams, 1985). Une toxine diarrhéique a également été isolée de ***M. aeruginosa***, pouvant expliquer les gastro-entérites en l'absence de tout autre agent étiologique connu (Aziz, 1974).

La toxicité due aux algues bleues ne peut se manifester que s'il existe une efflorescence dominée par les variétés toxiques de l'espèce en développement. Dans une espèce qui est en efflorescence dans les eaux d'un lac, des variétés toxiques peuvent se présenter en même temps que des non toxiques; il en résulte que certaines parties du lac peuvent devenir toxiques, tandis que d'autres resteront sans danger. La toxicité dans un lac est normalement transitoire, car elle ne dure qu'aussi longtemps que persiste l'efflorescence ou les signes qui l'accompagnent.

On ne connaît pas la raison pour laquelle des variétés toxiques deviennent soudainement plus dominantes que les variétés non toxiques (Carmichael et coll., 1985). Par conséquent, la toxicité due à des algues bleues est encore moins prévisible que les efflorescences elles-mêmes. Des lacs qui n'ont jamais posé de problèmes peuvent soudainement devenir toxiques. À l'opposé, des lacs qui se sont montrés toxiques pendant des années peuvent ne plus jamais présenter de danger. La meilleure méthode pour identifier un problème est de surveiller systématiquement les lacs où se sont produites des efflorescences.

Quand un lac devient toxique à la suite d'une efflorescence d'algues bleues, le seul signe qui se manifeste peut être la présence d'un cadavre de poisson de gibier d'eau ou de sauvagine. Occasionnellement, des animaux domestiques, comme le bétail ou les chiens, peuvent s'empoisonner s'ils ne disposent pas d'une autre source d'eau potable.

Au Canada, on a rapporté des empoisonnements d'animaux en Alberta, en Saskatchewan, au Manitoba et en Ontario (Stewart et coll., 1950; O'Donoghue et Wilton, 1951; McLeod et Bondar, 1952; Neil, 1957; Senior, 1960; Carmichael et Gorham, 1978). La plupart des empoisonnements par des algues dans l'ouest du Canada sont associés à des efflorescences de ***Anabaena flos-aquae***.

On s'inquiète, particulièrement dans les provinces des Prairies, du risque d'intoxication des nageurs par des efflorescences d'algues bleues. L'être humain est aussi sensible aux toxines des algues bleues que les animaux, mais il est peu probable que quelqu'un boive volontairement beaucoup d'eau d'un lac pendant une efflorescence d'algues, à cause de l'apparence et de l'odeur déplaisantes de cette eau. Cependant, les gens peuvent souffrir de troubles aigus s'il leur arrive d'ingérer accidentellement ou d'entrer en contact avec des algues bleues ou de l'eau contenant des toxines. Les symptômes peuvent se manifester sous forme de fièvre, de maux de tête, d'étourdissements, de crampes de l'estomac, de vomissements, de diarrhée, d'irritation de la peau et de l'oeil, d'inflammation de la gorge et de gonflement des lèvres. Ces symptômes persistent rarement pendant plus de deux à huit jours. Les enfants peuvent être touchés plus gravement, parce qu'ils passent plus de temps dans l'eau que les adultes et qu'ils ont plus de chances d'avaler accidentellement de l'eau contaminée. En plus, ils peuvent avoir un plus faible taux de tolérance aux toxines que les adultes.

Dillenberg et Dehnel (1960) ont enregistré l'empoisonnement d'un homme qui était tombé dans un lac de la Saskatchewan contenant une épaisse efflorescence d'algues bleues. Cet homme présenta des nausées, de la diarrhée, des maux de tête, des crampes et une hyperthermie. Dans ses selles, on trouva ***Microcystis*** et ***Anabaena***, mais pas d'autres germes pathogènes. Des troubles analogues sont survenus chez des enfants qui nageaient dans un autre lac de la Saskatchewan qui contenait également une efflorescence de ***Microcystis*** et d'***Anabaena***. Schwimmer et Schwimmer (1968) ont rapporté le cas presque fatal d'un jeune garçon qui présenta de la fièvre, une respiration laborieuse, une pneumonite, des douleurs généralisées et un état de coma après avoir nagé dans de l'eau contenant ***Microcystis aeruginosa***. Ils ont également rapporté l'empoisonnement d'un autre jeune garçon qui était tombé dans un lac, avait avalé accidentellement de l'eau contenant ***Aphanizomenon*** et présentait des symptômes similaires à ceux du cas précédent. Schwimmer et Schwimmer (1968) ont cité des cas de réponses allergiques à ***Microcystis***, ***Anabaena*** et ***Aphanizomenon*** comprenant des éruptions papulo-vésiculaires et une

conjonctive allergique aiguë, plus précisément ***Anabaena***. Billings (1981) a également rapporté une irritation possible par contacts attribuable à ***Anabaena***. Les cas enregistrés de maladies chez les humains associées à des efflorescences d'algues toxiques sont peu nombreux, mais ces maladies peuvent être plus répandues qu'on ne le pense, par absence de diagnostic.

Les personnes qui participent à des activités récréatives dans des lacs doivent particulièrement prendre garde aux eaux qui contiennent des algues bleu-vert ou turquoise, et elles doivent se méfier de toute efflorescence intense. Les humains ne doivent pas boire d'eau provenant des zones infestées d'efflorescence situées dans les lacs et les réservoirs, pas plus qu'ils ne doivent nager ou patauger dans l'eau contenant des concentrations d'algues bleues. Il faut également veiller à fournir d'autres sources d'eau où puissent s'abreuver les animaux domestiques et familiers. Par contre, les nappes d'eau qui présentent la coloration verte propre aux plantes normales, comme les herbes ou les lentilles d'eau qui envahissent les étangs, risquent peu d'être toxiques, quelle que soit leur épaisseur.

Neutralisation du phytoplancton

En tentant de neutraliser les algues bleues au moyen d'un traitement chimique, on risque de nuire à l'utilisation de l'eau d'un lac ainsi qu'à son écologie. Hanson et Stefan (1984) ont rapporté des effets à court terme, comme la mort de certaines algues, la perte d'oxygène dissous entraînant occasionnellement la mort des poissons, et le recyclage du phosphore provenant du lit des lacs, qui favorise les conditions conduisant à la repousse des algues dans les 7 à 21 jours. De plus, comme les toxines sont libérées à la mort des algues, l'eau qui a été traitée avec du cuivre ou autre produit chimique destiné à tuer les algues peut être particulièrement dangereuse pendant les 24 heures qui suivent le traitement.

Les effets nuisibles à long terme de la neutralisation des algues sont l'accumulation de cuivre dans les sédiments du fond du lac, une augmentation de la résistance du phytoplancton au cuivre, qui favorise la domination des espèces d'algues bleues, en particulier ***Aphanizomenon***, sur les espèces d'algues vertes, ainsi que la prédominance des poissons sauvages sur les poissons à pêcher, la disparition des macrophytes et la perte des macro-invertébrés benthiques. Si l'eau recouvrant les sédiments devient anoxique, le cuivre pénètre à nouveau dans la zone limnétique (Prepas et Murphy, 1988). L'emploi du sulfate de cuivre peut être interdit dans certains endroits.

Il existe des solutions de rechange à l'emploi du sulfate de cuivre et des herbicides aquatiques comme le Réglone A (Diquat). Une découverte voulant que le phosphore total puisse servir de meilleur prédicteur de la biomasse relative des algues bleues (Trimbee et Prepas, 1987) a permis d'appliquer un traitement des lacs fondé sur la diminution de la concentration totale de phosphore dans l'eau. Babin et coll., (1989) signalent que l'application de lait

de chaux (hydroxyde de calcium) a réduit de façon étonnante le phosphore réactif soluble et la chlorophylle a (servant à l'évaluation de la biomasse des algues) dans les étangs de rétention des eaux d'orage et dans les lacs naturels hypereutrophes. La stratification stable des eaux d'un lac favorise la dominance des algues bleues, à cause de leurs propriétés de flottaison. Mais leur mélange expérimental inhibe la croissance de ces algues dans les réservoirs antérieurement sujets à de fréquentes efflorescences (Reynolds et Walsby, 1975).

Résumé

1. Aucune limite n'est recommandée pour le phytoplancton toxique, mais la nage dans des eaux contenant des efflorescences d'algues bleues doit être évitée.

2. Des baigneurs ont été intoxiqués après immersion dans des lacs et des étangs contenant des efflorescences massives d'algues bleues.

3. L'échantillonnage des eaux utilisées à des fins récréatives en vue d'y dépister le phytoplancton doit être envisagé uniquement pour des recherches épidémiologiques.

4. Organismes indésirables

Limites maximales

La zone réservée à la baignade devrait, autant que possible, être exempte d'organismes indésirables qui puissent nuire aux baigneurs. Un organisme dit indésirable peut être nocif, désagréable ou répugnant (*Webster's Third New International Dictionary*, 1986).

Il est impossible que les plages naturelles soient totalement «exemptes» d'organismes indésirables; on ne peut donc établir de limites quantitatives. Notre étude ne portera que sur les dangers que peuvent présenter ces organismes et sur les conditions du milieu qui peuvent favoriser leur présence.

On ne doit pas aménager d'aires récréatives dans des endroits où les plantes aquatiques sont si abondantes qu'on risque de s'y emmêler, ce qui rendrait dangereuse la pratique d'activités récréatives dans l'eau. Au besoin, il faut prendre des mesures pour éliminer la végétation des aires réservées à la baignade.

Critères

Description

Deux types principaux de facteurs biologiques influent sur la valeur récréative des eaux de surface, à savoir : ceux qui mettent en danger la santé ou le bien-être physique des gens et des animaux et ceux qui rendent l'eau inacceptable du point de vue esthétique ou inutilisable par suite d'un enrichissement excessif en éléments nutritifs ou de la présence de substances déplaisantes. Les premiers comprennent les organismes vecteurs et les organismes indésirables; les seconds, les végétaux microscopiques et macroscopiques qui se développent dans l'eau.

Organismes vecteurs

L'émergence massive de moucherons non piqueurs, de cousins, de phryganes, d'éphémères, etc. est très désagréable pour les riverains et nuit à la pratique d'activités récréatives (*National Academy of Sciences*, 1973). Quant aux insectes piqueurs comme les moustiques (maringouins) et les simulis (mouches noires), en plus du désagrément causé par leur présence, ils peuvent infliger de sérieuses irritations par leurs piqûres.

On a signalé des cas d'allergies respiratoires, comme la fièvre des foins causée par l'inhalation de phryganes, d'éphémères et de moucherons ou de fragments de ces insectes lorsqu'ils sont en très grand nombre (Henson, 1966).

Des modifications marquées de la qualité de l'eau, en particulier si elles sont accompagnées d'une charge de matières organiques, peuvent engendrer une forte production de moucherons. Un épuisement soudain de l'approvisionnement en oxygène dans des plans d'eau riches en matières organiques peut entraîner une perturbation de la faune et favoriser les espèces de larves de moucherons moins sensibles ainsi que d'autres organismes tolérants qui peuvent s'accommoder d'une faible teneur en oxygène dissous. Ces changements sont attribuables en partie à l'augmentation des matières nutritives contenues dans les déchets organiques. Lorsqu'ils émergent en nuées, à l'âge adulte, ces moucherons peuvent être très désagréables.

Le long de la mer, les plages utilisées pour la baignade peuvent aussi être fréquentées par des organismes indésirables ou dangereux comme des méduses et certaines espèces d'oursins de mer.

Plantes vasculaires aquatiques et algues

Les plantes vasculaires aquatiques (macrophytes) exercent une influence sur la qualité de l'eau, sur d'autres organismes aquatiques de même que sur l'utilisation de l'eau. Il est difficile d'évaluer l'ampleur des effets nocifs des macrophytes en terme d'impossibilité totale ou partielle d'utiliser un plan d'eau pour des activités récréatives. Par exemple, la croissance abondante de macrophytes gêne l'utilisation de toutes les sortes d'embarcations, mais l'importance de l'inconvénient est fonction, entre autres, de la forme de croissance des plantes, de leur densité, de l'étendue qu'elles envahissent dans la nappe d'eau, ainsi que des buts, des attitudes et de la tolérance des personnes qui s'adonnent à la navigation.

En général, une végétation aquatique dense est désagréable pour les baigneurs, les plongeurs, ceux qui pratiquent le ski nautique et les fervents de la plongée autonome avec scaphandre. Les plantes empêchent de voir le fond de l'eau et les dangers qui peuvent se présenter sous la surface, et les nageurs peuvent se prendre dans les feuilles. Les préparatifs des skieurs nautiques en eau peu profonde peuvent être gênés par une végétation abondante, et la crainte de tomber dans cette véritable forêt aquatique pendant qu'ils skient les empêche d'apprécier leur sport.

Les activités récréatives comme la navigation de plaisance et la pêche deviennent moins attirantes et peuvent même être pratiquement impossibles si la végétation aquatique est très dense. Il arrive souvent que des masses de plantes flottant librement ou de plantes à racine qui ont été délogées de leur substrat s'amoncellent sur les plages ou dans les zones où l'on pratique la natation. Lorsqu'elles sèchent et se décomposent, les plantes aquatiques produisent souvent des odeurs désagréables et forment des nids où les insectes pullulent.

La prolifération des plantes peut être due à la présence d'une surabondance de nutriments issus, par exemple, de déversements provenant de fermes et de propriétés privées qui augmentent la quantité de phosphore et d'azote. Le résultat de cette augmentation de la concentration des nutriments est appelé eutrophisation culturelle. Le vieillissement naturel (eutrophisation) des nappes d'eau se produit beaucoup plus lentement, et les changements ne surviennent pas assez rapidement pour que nous y prêtions attention dans le cadre du présent document. L'augmentation des charges de limon, les modifications des lignes riveraines et l'utilisation de la terre sont des éléments qui contribuent tous à l'altération des habitats aquatiques.

Les odeurs qui se dégagent de l'eau de certains lacs proviennent de la décomposition naturelle d'algues et d'autres matières végétales. Ce genre d'odeur est de nature typiquement végétale ou rappelle celle du terreau; toutefois, on a signalé que des masses d'algues filamenteuses du genre ***Cladophora***, en décomposition dans le lac Érié et le lac Ontario, dégageaient une odeur de «porcherie» (Neil, 1975).

Plusieurs espèces d'algues dégagent des odeurs très différentes, parfois déplaisantes, lorsqu'elles sont en pleine croissance dans l'eau des lacs. Des odeurs de poisson, d'herbes, d'aromates et de moisi ont été attribuées à plusieurs espèces de diatomées, d'algues bleues et de chrysophycées (Palmer, 1962; Taft, 1965). Nicholls et coll., (1980) ont signalé que des ***Chrysochromulina breviturrita,*** une prymnésiophyte présente dans l'eau de lacs utilisés à des fins récréatives en Ontario et dans le New Hampshire, dégageaient une forte odeur. Celle-ci, décrite par les propriétaires de chalets comme une odeur de «chou pourri» ou de «dépotoir», semble être limitée à l'eau de lacs légèrement acides. ***Chara***, une algue macroscopique enracinée qui est souvent confondue avec une plante vasculaire aquatique, dégage une odeur insupportable. Elle tapisse habituellement le fond des lacs (Warrington, 1989).

Les odeurs lacustres peuvent être mesurées au moyen du *Threshold Odour Test* (American Public Health Association, 1989). Le seuil de perception olfactive (*Threshold Odour Number* [TON]) correspond à une dilution de l'échantillon avec de l'eau inodore dans des proportions telles que l'odeur soit à peine perceptible par un groupe de plusieurs sujets d'expérience. De nombreuses eaux de surface naturelles qui ne subissent pas l'effet d'algues productrices d'odeur ont un seuil TON de 5, tandis que d'autres dans lesquelles on observe une croissance d'algues excessive ont un TON qui dépasse 200.

Résumé

1. Certains éléments de la faune ou de la flore, qui pourraient être désagréables pour les baigneurs s'ils étaient présents en grandes quantités, comme des sangsues, des moules, des insectes piqueurs, des plantes aquatiques en suspension dans l'eau ou enracinées, du phytoplancton, du périphyton et des proliférations fongiques comme celles des eaux usées, ne doivent pas exister dans les zones qu'on a l'intention d'aménager pour la baignade.

2. La présence d'un grand nombre de moucherons et de vers aquatiques, qui peuvent survivre dans un milieu pollué, en particulier par des matières organiques (p. ex., des eaux usées), indiquerait que la qualité de l'eau ne convient probablement pas à des fins récréatives.

5. Caractéristiques physiques et chimiques

On peut trouver les méthodes qui permettent de déterminer les caractéristiques physiques et chimiques des eaux utilisées à des fins récréatives dans *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (*American Public Health Association*, 1989) et dans le ***Manuel de méthodes analytiques*** (Environnement Canada 1981).

5.1 pH

Limites maximales

Qu'elles soient alcalines ou acides, les eaux peuvent causer des irritations de l'oeil; par conséquent, le pH des eaux utilisées pour des activités récréatives au cours desquelles le corps tout entier entre en contact avec l'eau devrait se situer entre 6,5 et 8,5. Si l'eau possède un pouvoir tampon très faible, des valeurs de pH comprises entre 5,0 et 9,0 devraient être acceptables.

Critères

Mood (1968) a conclu que le contact avec l'eau n'était pas naturel pour l'oeil et qu'il pouvait, dans certaines conditions, être très irritant. Selon lui, la solution idéale qui n'irriterait pas l'oeil aurait des propriétés physiques ou chimiques semblables à celles des larmes, soit un pH de 7,4, bien qu'il y ait lieu de croire que dans la pratique, on préfère des solutions ophtalmologiques légèrement plus alcalines (Raber et Breslin, 1978).

Mood (1968) a observé que les larmes pouvaient neutraliser rapidement une solution non tamponnée ayant un pH d'à peine 3,5 ou pouvant atteindre jusqu'à 10,5. Le pouvoir neutralisant des larmes serait dépassé par des eaux fortement tamponnées. Toutefois, Mood (1968) a conclu que, dans des conditions normales, il n'existait pas d'eau non tamponnée dans la nature; c'est pourquoi, d'après lui, le pH des eaux ayant un faible pouvoir tampon devrait se situer centre 5,0 et 9,0. Dillon et coll., (1978) ont signalé que la plupart des lacs du centre-sud de l'Ontario avaient un pouvoir de neutralisation des acides de 10 à 200 microéquivalents par litre (µeq/L), et que le pH de bon nombre de ces lacs était abaissé. Des cartes détaillées décrivant les zones sensibles dans certaines provinces ont été établies par le *United States-Canada Research Consultation Group on the Long-Range Transport of Air Pollutants* (1979).

L'eau de deux lacs intérieurs de l'Ontario, le lac Clearwater (ph environ 4,5), ayant un pouvoir de neutralisation des acides de -40 µeq/L (Yan, 1980), et le lac Red Chalk (pH environ 6,5) doté d'un pouvoir de neutralisation des acides de 70 µeq/L, a servi à la réalisation d'études effectuées par Basu et ses collaborateurs (1984). Les yeux de lapins et de personnes volontaires ont été exposés à ces eaux, et l'on n'a observé aucune différence significative au niveau des réactions (Basu et coll., 1984). Dans tous les cas, un oeil a été exposé à de l'eau à pH faible et l'autre à de l'eau à pH plus élevé. Les yeux des humains ont été exposés pendant des périodes de cinq minutes et aucun symptôme inhabituel n'a été observé. Les yeux des lapins ont été exposés pendant des périodes de 15 minutes, puis on les a examinés pour voir s'il y avait une congestion de la conjonctive, une coloration de l'épithélium de la cornée par la fluorescéine, des cellules épithéliales et des leucocytes dans les larmes, des variations de la molarité des larmes et une pénétration de la fluorescéine dans la chambre antérieure. Basu et coll., (1984) ont conclu que l'exposition des yeux sains à l'eau de lacs dont le pH n'est pas inférieur à 4,5 n'était pas nocive pour les tissus oculaires externes.

5.2 Température

Limites maximales

Les caractéristiques thermiques des eaux utilisées pour la baignade et la natation ne doivent pas causer une élévation ou un abaissement sensible de la température centrale chez les baigneurs et les nageurs.

Critères

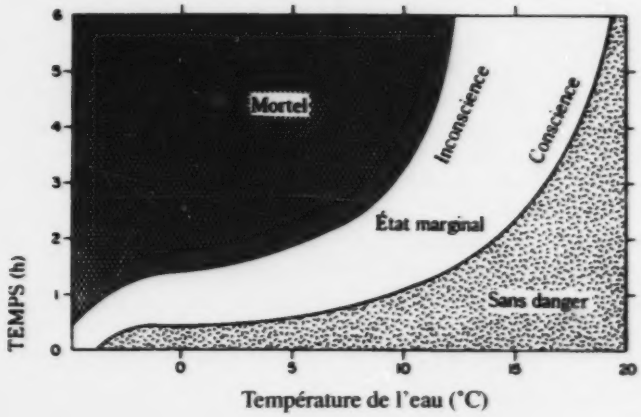
La température des eaux naturelles est un facteur important qui régit la nature et l'étendue des activités récréatives, principalement pendant les mois d'été.

La limite maximale de température recommandée est de 30 °C. Il est prouvé scientifiquement qu'une immersion prolongée dans une eau dont la température dépasse 34 ou 35 °C est dangereuse. Le degré de danger varie suivant la température de l'eau, le temps d'immersion et le métabolisme du nageur.

Pendant l'hiver, les personnes qui s'adonnent à des activités récréatives sur la glace, comme le patin ou la pêche, le font en sachant très bien qu'il leur faut éviter à tout prix de tomber dans l'eau. Une immersion accidentelle dans une eau dont la température a atteint le point de congélation ou presque est

dangereuse, parce que le temps médian d'immersion risquant d'être mortel est inférieur à 30 minutes pour les enfants et la plupart des adultes (Molnar, 1946; *National Academy of Sciences*, 1973) (figure 1).

Figure 1. Relation entre la température de l'eau et le temps de survie en eau froide



(Adaptation de la Société royale de sauvetage du Canada 1978)

La vitesse de refroidissement du corps et l'incidence de la survie en eau froide varient beaucoup d'un individu à un autre. La variabilité est fonction de la taille, de l'importance du tissu adipeux, d'une acclimatation antérieure et de la condition physique dans son ensemble. Le rapport entre la masse corporelle et la surface exposée est plus grand chez les personnes fortes et lourdes, et leur température change plus lentement que celle d'un petit enfant (Kreider, 1964).

Lorsqu'il fait froid, il importe avant tout de conserver à l'organisme sa température normale. Dans l'eau froide, la chaleur corporelle est perdue surtout par conduction à partir des organes internes au niveau du tronc. L'exposition des membres joue un rôle relativement mineur au niveau de la déperdition globale de chaleur. Dans bien des cas où l'on a attribué des décès à la noyade, c'est probablement l'exposition au froid qui avait été la cause (Keatinge, 1969).

Contrairement à ce qu'on croyait auparavant, l'exercice dans l'eau augmente la déperdition de chaleur corporelle et, par conséquent, diminue le temps de survie. Ce fait est mis en évidence par le nombre de noyades chez des nageurs expérimentés qui ont essayé d'atteindre la rive après un naufrage, tandis que ceux qui sont restés dans l'eau près du bateau ont survécu jusqu'à

ce qu'on vienne à leur secours. Une étude attentive de cas de noyade, effectuée par Press (1969), semble corroborer une grande partie de ce qui précède à propos de la survie en eau froide. L'auteur a relevé 299 cas de ce genre sur 874 noyades, c'est-à-dire que 34 % des noyades se sont produites dans des eaux considérées comme très froides (dont la température devait être inférieure à 20 °C). En outre, parmi les gens qui ont succombé dans l'eau froide, le pourcentage le plus élevé était constitué de bons nageurs.

Dans l'eau chaude, la température la plus élevée qui puisse être supportée sans danger au cours d'une immersion dans un but récréatif varie d'une personne à l'autre et semble tenir à des facteurs d'ordre psychologique plutôt que physiologique. La situation n'est pas la même que dans l'eau froide, et le rapport masse/surface corporelle joue en faveur des enfants. Au point de vue physiologique, ni l'adulte ni l'enfant ne subirait une agression thermique s'il y avait une production modeste de chaleur par le métabolisme, pourvu que la température de l'eau demeure inférieure à la température normale de la peau, soit 33 °C (Newburgh, 1949). La vitesse à laquelle la chaleur est conduite à travers un corps humain immergé est si rapide qu'un corps au repos dans l'eau ne peut atteindre un équilibre thermique que si la température de l'eau est de 34 °C environ (Beckman, 1963). La survie d'un individu immergé dans l'eau à une température supérieure à 34 ou 35 °C dépend de sa tolérance à l'élévation de sa température interne, et une exposition prolongée peut effectivement lui être nocive. Une eau dont la température varie entre 26 et 30 °C est agréable pour la plupart des baigneurs pour des périodes prolongées d'exercices physiques modérés.

5.3 Esthétique

Selon le Petit Robert, l'adjectif «esthétique» se définit par «relatif au sentiment du beau, à sa perception» dans la nature. La beauté naturelle d'un site à vocation récréative repose non seulement sur l'absence d'éléments indésirables, mais aussi sur la présence d'éléments de l'écosystème aquatique et du terrain avoisinant, comme les arbres, d'autres végétaux, les oiseaux, les mammifères, les poissons et les insectes.

L'eau ne doit pas contenir de substances provenant d'eaux usées ou d'autres effluents en quantités telles qu'elles nuisent à l'existence d'organismes vivants ayant une valeur esthétique :

- des matériaux qui se déposeront et formeront des sédiments désagréables;
- des débris flottants, de l'huile, de l'écume et d'autres substances;
- des substances qui donnent à l'eau une couleur, une odeur ou un goût désagréable ou qui la troublent;

- des substances et des conditions ou une combinaison de ces deux facteurs en proportions telles qu'il y ait production d'une vie aquatique indésirable.

L'absence de débris visibles, d'huile, d'écume et d'autres substances résultant de l'activité humaine est strictement indispensable du point de vue esthétique. De même, les valeurs proposées à propos de la pénétration de la lumière, de la couleur et de la turbidité doivent être mesurées de façon à ce qu'il n'y ait aucune augmentation importante par rapport à l'état naturel des choses.

5.3.1 Turbidité

Limites maximales

Nous proposons une limite de 50 unités de turbidité néphélométriques (UTN).

Critères

Comme il est impossible de filtrer l'eau et d'appliquer des méthodes modernes d'épuration dans les plans d'eau naturels où l'on pratique la baignade, c'est la qualité intrinsèque de l'eau qui fait que celle-ci peut être dangereuse lorsqu'elle est trouble ou non limpide. Quoi qu'il en soit, il faut que les surveillants de plage et les autres personnes qui se trouvent au bord de l'eau puissent voir et reconnaître les personnes en détresse. De plus, les nageurs doivent avoir la possibilité de voir assez distinctement lorsqu'ils se trouvent sous l'eau.

La méthode couramment employée pour mesurer la turbidité de l'eau est la méthode néphélométrique (*American Public Health Association*, 1989). Les turbidimètres néphélométriques mesurent l'intensité de la lumière dispersée à un angle de 90 degrés par rapport au trajet de la lumière incidente, et les mesures obtenues correspondent approximativement à celles que donne la méthode standard utilisant la bougie de Jackson.

La turbidité attribuable à des matières organiques représente un cas spécial; elle peut en effet être due à des micro-organismes qui peuvent s'accumuler en quantités si grandes que l'eau en paraît sale et trouble. En été, les efflorescences d'algues bleues dans des eaux de surface utilisées à des fins récréatives, ainsi que les débris d'algues, contribuent à la turbidité attribuable à des micro-organismes (Mackenthun et Keup, 1970).

La turbidité de l'eau brute peut varier entre 1 UTN et 1000 UTN. Les mesures de la qualité de l'eau de ruissellement ont donné des résultats se situant entre 4,8 UTN et 130 UTN pendant la première heure, lors d'une pluie en milieu urbain (*U.S. Environmental Protection Agency*, 1978b). Dans la zone quiescente d'un étang artificiel ou d'une plage utilisée pour la baignade, une

turbidité proche de 50 UTN devrait être considérée comme acceptable pour la plupart des activités récréatives, y compris la navigation de plaisance et la baignade.

La turbidité naturelle de certaines eaux où se pratiquent la baignade et la natation est souvent si forte que la visibilité dans l'eau est dangereusement réduite. Pourvu que tous les autres critères soient satisfaits, on peut s'y baigner ou y nager à condition de supprimer d'abord les dangers existant sous la surface, et que la profondeur de l'eau soit indiquée clairement par des signes faciles à comprendre (*National Academy of Sciences*, 1973).

5.3.2 Limpidité et pénétration de la lumière

Limites maximales

L'eau doit être suffisamment limpide pour qu'un disque de Secchi y soit visible à au moins 1,2 m de profondeur.

Critères

Il est important que l'eau dans laquelle on pratique la baignade et la natation soit suffisamment limpide pour qu'on puisse en évaluer la profondeur, distinguer facilement les dangers qui se trouvent sous la surface et repérer les nageurs ou les plongeurs qui pourraient être en difficulté. La limpidité n'est pas uniquement un facteur de sécurité : une eau claire rend beaucoup plus agréable la fréquentation du milieu aquatique. Plus l'eau est claire, plus on est tenté de s'y baigner (*National Academy of Sciences*, 1973).

Dans le cas des eaux avec lesquelles les utilisateurs entrent en contact direct, la limpidité doit être telle qu'un disque de Secchi y soit visible à une profondeur minimale de 1,2 m (Environnement Canada, 1972). Dans les endroits où l'on enseigne la natation, la limpidité doit être telle qu'on puisse voir un disque de Secchi posé sur le fond. Dans les endroits réservés à la plongée, la limpidité doit correspondre aux normes de sécurité minimales, en fonction de la hauteur du tremplin ou du plongeoir (*National Technical Advisory Committee*, 1968).

Le disque de Secchi est un dispositif utilisé pour mesurer la visibilité dans l'eau à différentes profondeurs. La surface d'un disque circulaire de 20 cm de diamètre est divisée en quatre quadrants et peinte de façon que deux quadrants directement opposés l'un à l'autre soient noirs et les deux autres blancs. Lorsqu'on le suspend à différentes profondeurs dans l'eau au moyen d'un fil gradué, le point où il disparaît indique la limite de visibilité. On le remonte alors jusqu'à ce qu'il réapparaisse, et la moyenne des deux profondeurs est la transparence mesurée à l'aide du disque de Secchi.

Dans les eaux naturelles, les principaux facteurs qui influent sur la profondeur à laquelle la lumière pénètre comprennent des végétaux et des animaux microscopiques ainsi que des particules minérales en suspension, des

colorants qui teintent l'eau, des mousses de produits détergents et des nappes denses de débris flottants et en suspension; ils interviennent seuls ou en combinaison.

5.3.3 Couleur

Limites maximales

L'objectif qui doit être visé en ce qui concerne la couleur de l'eau utilisée à des fins récréatives dépend dans une large mesure des préférences des baigneurs; il est donc impossible de fixer une valeur absolue. La couleur ne doit pas être intense au point qu'elle nuise à la visibilité dans les zones où l'on pratique la natation. Une limite maximale de 100 unités platine-cobalt (Pt-Co) a été proposée par Environnement Canada (1972), mais sans données à l'appui.

Critères

Il existe deux mesures de la coloration de l'eau : la coloration réelle et la coloration apparente. La coloration réelle de l'eau naturelle est la couleur de l'eau dont on a éliminé la turbidité (p. ex., l'eau filtrée) (*American Public Health Association*, 1989).

Les minéraux naturels donnent à l'eau sa couleur réelle; par exemple, le carbonate de calcium, dans les régions calcaires, donne à l'eau une couleur verdâtre; l'hydroxyde ferrique, une couleur rouge. Des substances organiques, le tanin, la lignine et des acides humiques provenant de la décomposition des végétaux donnent également une coloration réelle à l'eau (Reid et Wood, 1976).

La coloration apparente de l'eau est généralement due à la présence de particules colorées, au jeu de la lumière sur les particules en suspension et à des facteurs comme la réflexion du fond ou du ciel. Des algues bleues (vivantes) en grandes quantités donnent à l'eau une teinte verdâtre foncée; les diatomies donnent à l'eau une couleur jaunâtre ou brun jaune. Il existe des algues qui peuvent donner à l'eau une coloration rouge et, parfois, les zooplanctons, en particulier des microcrustacés, peuvent teinter l'eau en rouge.

Pour mesurer la vraie coloration de l'eau, il faut la filtrer ou la centrifuger afin d'éliminer les sources de couleur apparente. La coloration vraie est mesurée à l'aide de l'échelle platine-cobalt (unités Pt-Co); les valeurs, très faibles dans les lacs à eau claire, peuvent atteindre plus de 300 unités dans les eaux très foncées des tourbières (Reid et Wood, 1976). La couleur apparente est une qualité d'ordre esthétique et ne peut être quantifiée.

Bon nombre d'auteurs ont traité de la question de la couleur conférée par des composés organiques. Selon Black et Christman (1963), la coloration de l'eau serait due en grande partie à la présence de particules colloïdales de 3,5 à 10 nm de diamètre. Cette observation a été corroborée par Schindler et Alberts (1974). Les substances humiques sont des composés de poids moléculaire

élevé allant de plusieurs centaines à des dizaines de milliers (Schnitzer et Khan, 1972), qui résistent à la décomposition par les bactéries (Felbeck, 1965; Christman et Ghassimi, 1966). Ces composés sont le résultat de réactions de polymérisation et de synthèse bactérienne qui modifient les substances végétales comme la lignine (Flaig, 1964; Felbeck, 1971).

Il est possible que la coloration des lacs ne soit pas uniforme de la surface jusqu'au fond; la coloration peut également changer de façon périodique. Une augmentation du ruissellement de surface apporte de grandes quantités de substances inorganiques et organiques. La prolifération du phytoplancton, en été ou au début de l'automne, donne aux lacs une turbidité verte qui disparaît plus tard. Une exposition à la lumière pâlit certaines couleurs dans les eaux naturelles; cette réaction varie en fonction de la transparence.

En général, un lac riche et hautement productif peut paraître jaune ou gris bleu ou brun en raison des quantités de matières organiques qu'il contient; les lacs moins productifs ont d'habitude une couleur bleue ou verte due à l'absorption différentielle de la lumière et à la dispersion des différentes longueurs d'ondes (Ruttner, 1963; Reid et Wood, 1976).

La coloration des cours d'eau dépend des mêmes facteurs que celle des lacs, mais on n'y trouve pas une si grande diversité. Le cours supérieur de la plupart des cours d'eau est caractérisé par une eau claire, sauf pendant la saison des crues, à cause de l'absence de vrai plancton. D'ordinaire, les cours d'eau qui drainent des marais sont colorés par des substances végétales dissoutes, comme le tanin.

L'irrigation et de nombreux effluents industriels contribuent à la fois à la coloration vraie et à la coloration apparente de l'eau réceptrice.

On ne comprend pas très bien ce qui cause la coloration de l'eau de mer, mais il est certain que les substances dissoutes y contribuent. La couleur bleue de la mer résulte de la dispersion de la lumière par les molécules d'eau, comme dans les eaux intérieures. Des détritus en suspension et des organismes vivants donnent une coloration brune virant au rouge ou au vert. Dans les estuaires, l'eau n'est pas aussi brillamment colorée qu'au large; les couleurs plus sombres résultent de la turbidité élevée qu'on observe habituellement dans ces endroits (Reid et Wood, 1976).

La couleur de l'eau influe sur la vie aquatique, mais nous ne traiterons pas de ce sujet dans le présent document. En ce qui concerne les activités récréatives, les principaux effets de la coloration de l'eau se font sentir sur le plan de l'esthétique et de la sécurité. La couleur esthétique de l'eau ne peut pas être évaluée quantitativement, car chacun peut avoir sa préférence. Une eau très sombre restreint la visibilité des nageurs et des personnes qui veillent à leur sécurité. Dans le cas des eaux utilisées à des fins récréatives, il est souhaitable que la couleur naturelle de l'eau ne soit pas altérée par l'intervention de quelque activité humaine.

5.3.4 Huile et graisse

Limites maximales

La teneur en huile ou en produits pétrochimiques ne doit pas être telle :

- qu'elle forme un film visible ou des reflets, ou encore qu'elle colore la surface;
- qu'elle puisse être décelée à l'odeur;
- qu'elle puisse former sur les rives et sur les fonds des dépôts et des sédiments visibles ou décelables à l'odeur (*International Joint Commission*, 1977).

Critères

La contamination des eaux utilisées à des fins récréatives par des substances huileuses peut être attribuable à des causes naturelles ou à l'intervention humaine. Certaines huiles sont d'origine naturelle, comme le suintement de dépôts naturels d'huile sous l'eau ou elles proviennent de la dégradation de certaines matières. Des populations biologiques naturelles peuvent libérer des composés lipidiques pouvant former des nappes naturelles.

La contamination issue des activités humaines est la plus inquiétante. Elle peut provenir de nombreuses sources : le déversement de déchets industriels, le ruissellement des routes, les dépôts d'hydrocarbures résiduels provenant des échappements des bateaux à moteur, le rejet du contenu du réservoir de mazout des bateaux, accidentellement ou volontairement et, enfin, les naufrages.

La méthode d'analyse de l'huile et des graisses (seuil de détection 1,0 mg/L) ne donne qu'une idée sommaire de la quantité présente et ne permet pas d'identifier les différents composants (Environnement Canada, 1981).

Il est très difficile d'établir des critères en ce qui concerne l'huile et les graisses, étant donné que les mélanges appartenant à cette catégorie sont très complexes. La présence de très faibles quantités de substances huileuses rend l'eau repoussante; celles peuvent dégager une odeur, encrasser le matériel ou se coller au corps des baigneurs et à la rive, mais il est possible que des vacanciers pratiquent encore des activités récréatives là où la contamination est faible. Les substances huileuses, lorsqu'elles sont ingérées, absorbées par la peau ou inhalées à l'état de vapeur, sont relativement peu toxiques, sauf dans le cas des substances aromatiques (Gage, 1924).

5.4 Caractéristiques chimiques

On s'est demandé avec une certaine inquiétude si la présence de produits chimiques dans les eaux utilisées à des fins récréatives représentait un danger pour les baigneurs. Les écrits scientifiques ne contiennent que très peu d'études

sur le danger que pourrait représenter l'absorption par la peau de contaminants présents dans l'eau des rivières et des lacs, chez les nageurs et autres utilisateurs (Brown et coll., 1984).

5.4.1 Produits chimiques inorganiques

Des enquêtes effectuées à l'échelle nationale sur la qualité des eaux des lacs et des rivières utilisées à des fins récréatives indiquent que les concentrations de produits chimiques inorganiques sont faibles (*National Water Quality Data Bank*, 1988). Des analyses (1983-1988) pratiquées en vue de déceler les métaux lourds indiquent que ceux-ci sont présents à des concentrations considérablement inférieures à celles qui sont recommandées à propos de l'eau potable (ministère de la Santé nationale et du Bien-être social, 1989). Les animaux aquatiques sont considérablement plus sensibles à la plupart des produits chimiques toxiques que ne le sont les humains. Il est donc très peu probable que les personnes qui s'adonnent à des activités récréatives dans les rivières et les lacs ainsi que dans les régions voisines courent un danger du fait de la présence dans l'eau de produits chimiques inorganiques.

5.4.2 Produits chimiques organiques

Il existe de nombreuses sources de contamination par des produits chimiques organiques, notamment la fabrication ainsi que l'utilisation industrielle et domestique des peintures, des carburants, des teintures, des colles, des pesticides et des produits de nettoyage (*National Water Quality Data Bank*, 1988).

Des enquêtes nationales ont analysé le degré de contamination par les produits chimiques organiques des eaux utilisées à des fins récréatives. Les concentrations de produits chimiques organiques qui ont été décelées dans les eaux qui pouvaient être utilisées à des fins récréatives étaient inférieures à celles qui étaient recommandées pour l'eau potable (ministère de la Santé nationale et du Bien-être social 1989) et ne devraient donc représenter aucune menace pour la santé humaine.

Brown et ses collaborateurs (1984) ont effectué une étude des solvants volatiles, ont comparé la dose absorbée par la peau à la dose absorbée par la bouche dans un certain nombre de situations d'exposition, comme la nage, les bains et l'ingestion volontaire par la bouche. D'après leurs résultats, l'absorption par la peau représenterait 29 à 91 % de la dose totale. Par exemple, si un enfant pesant 21,9 kg nageait pendant une heure dans l'eau (submersion à 90 %) et buvait un litre (dose quotidienne normale) d'eau contenant 0,5 mg/L de toluène, la dose de toluène absorbée par voie cutanée représenterait 91 % de la dose absorbée quotidiennement à partir des deux sources.

En résumé, il existe quelques contaminants de nature chimique qui pourraient être une source d'inquiétude en ce qui concerne les eaux utilisées à des fins récréatives. En raison de l'insuffisance des informations dont on

dispose sur les types de produits chimiques, leurs concentrations effectives ainsi que sur leurs effets, il est difficile d'établir des recommandations pour le moment.

Résumé

1. En raison du manque d'informations scientifiques sur le risque que comporte l'exposition des humains aux produits chimiques présents dans les eaux utilisées à des fins récréatives, il est recommandé de ne pas établir de limites mesurables pour la concentration de ces produits. Les décisions à prendre sur l'utilisation des eaux à des fins récréatives doivent être fondées sur la qualité esthétique de ces eaux (p. ex., odeur ou présence visible d'huile ou de graisses) ainsi que sur d'autres facteurs envisagés dans l'évaluation de l'hygiène du milieu (p. ex., proximité d'un déversement industriel).

6.0 Échantillonnage et analyse microbiologique

6.1 Échantillonnage

Dans les recherches sur la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives, l'objet de l'échantillonnage est d'obtenir des parties aliquotes qui soient aussi représentatives que possible des propriétés microbiologiques de la région. L'échantillonnage doit être effectué pendant la saison de baignade, mais le meilleur moment est quand les eaux utilisées à des fins récréatives sont suspectées d'être une source de maladies d'origine hydrique. Il n'est sans doute pas nécessaire de procéder à un échantillonnage régulier dans toutes les zones où l'eau est utilisée à des fins récréatives. Les données historiques, associées à une évaluation annuelle de l'hygiène du milieu, peuvent indiquer qu'il suffit de procéder à un échantillonnage occasionnel. Par contre, s'il s'est produit une détérioration de la qualité de l'eau, il est indispensable de procéder à une surveillance systématique de la zone. Une telle méthode permettra aux fonctionnaires de la santé de concentrer leurs ressources sur les plages de qualité douteuse. Nous allons maintenant étudier les facteurs à prendre en considération pour établir un programme d'échantillonnage efficace permettant d'optimiser l'estimation des bactéries fécales indicatrices dans les eaux utilisées à des fins récréatives.

6.1.1 Choix des lieux d'échantillonnage

La plupart des plans d'eau utilisés à des fins récréatives manquent souvent d'homogénéité en ce qui concerne leurs propriétés microbiologiques, ce qui rend nécessaire un échantillonnage en plusieurs points. Les sites d'échantillonnage doivent être choisis en fonction des informations rassemblées au cours de l'évaluation de l'hygiène du milieu. D'une manière idéale, les sites choisis doivent être représentatifs de la qualité de l'eau dans toute la zone où se produisent les contacts avec les baigneurs. La sélection des sites doit se faire en portant une attention particulière aux conditions strictement locales qui peuvent influencer les concentrations et la distribution des micro-organismes indicateurs et des agents pathogènes.

Les sites d'échantillonnage doivent comprendre les points où règne la plus grande activité des baigneurs ainsi que les points périphériques sujets à une pollution fécale externe. Les apports d'eau naturels ou artificiels déversant des eaux de pluie ou des eaux usées peuvent conférer à certaines sections d'un plan d'eau des propriétés microbiologiques très différentes de celles des eaux dans leur ensemble. Le degré d'hétérogénéité peut également être influencé par les

pluies, la vitesse et la direction du vent, ainsi que par les marées. Dans le cas des plans d'eau plus vastes, la contribution des phénomènes locaux est quelque peu diminuée par l'importance de la masse des eaux en question.

L'importance du choix des sites d'échantillonnage a été examinée dans un certain nombre d'études. Brenniman et ses collaborateurs (1981), dans une étude du programme d'échantillonnage des eaux sur deux plages du lac Érié, ont observé que les concentrations de micro-organismes indicateurs variaient de façon significative selon l'heure et le jour du prélèvement, mais pas sur le plan de la diversité des différents sites d'échantillonnage dans les zones consacrées à la baignade. Les auteurs ont conclu que, sur les plages dans lesquelles la dispersion des apports fécaux est incomplète, il est nécessaire d'effectuer des échantillonnages à divers endroits ainsi que pendant les périodes de fréquentation maximale par les baigneurs.

Quand l'eau a été agitée par l'activité des baigneurs ou par la personne qui prélève les échantillons, il faut envisager de faire les prélèvements sous la surface de l'eau lorsque celle-ci est à hauteur de gué (Warrington, 1989). Récemment, deux études épidémiologiques ont mis en lumière l'importance de l'échantillonnage en eau peu profonde fréquentée par de jeunes enfants (Fattal et coll., 1986; Seyfried, 1987).

6.1.2 Fréquence de l'échantillonnage

Un échantillon d'eau apporte une estimation quantitative des bactéries présentes dans un site particulier à un moment déterminé. Plus on augmentera le nombre de prélèvements, plus les données obtenues seront représentatives de la qualité de l'eau en général.

Les échantillons doivent être prélevés à intervalles irréguliers pendant les périodes d'activités maximales (p. ex., en milieu d'après-midi, en fin de semaine ou pendant les vacances, comme le recommandait Sherry en 1986), ainsi qu'au moment où l'on peut escompter la contamination fécale maximale (p. ex., périodes de ruissellement des eaux de pluie et des vents forts venant du large qui remuent les sédiments de fond). Si la concentration des micro-organismes indicateurs présente une fluctuation cyclique (p. ex., déversement d'effluents à intervalles réguliers ou variations en fonction des marées) ainsi que le montrent Churchland et Kan (1982), les échantillons doivent être prélevés pendant toutes les phases du cycle, en plus des périodes de forte fréquentation par les baigneurs.

La fréquence minimale recommandée pour l'échantillonnage dans le cadre des enquêtes systématiques est de cinq prélèvements pour chaque site effectués au cours d'une période ne dépassant pas 30 jours. La fréquence d'échantillonnage doit être augmentée sur les plages qui présentent une plus forte fréquentation par les baigneurs ou sur celles qui sont reconnues pour avoir des eaux de qualité médiocre, ou sur celles où l'on soupçonne la présence de maladies d'origine hydrique associées aux activités de baignade. Le nombre

des prélèvements sera déterminé à partir de l'identification des sites d'échantillonnage décrits précédemment. Un échantillonnage occasionnel suffira pour les régions qui, depuis un certain temps, ont une eau de qualité acceptable. Cependant, si les informations rassemblées avant la saison des baignades indiquent que la qualité de l'eau s'est détériorée, il est nécessaire d'établir une surveillance systématique.

Quand les analyses indiquent qu'un seul échantillon contient plus de 4000 ***Escherichia coli*** ou coliformes fécaux/L ou plus de 700 entérocoques/L, il est nécessaire de procéder à un nouvel échantillonnage de la zone. Le nombre d'échantillons prélevés ainsi que la distribution de leurs emplacements doivent être suffisants pour indiquer les sources possibles de contamination.

6.1.3 Méthodes de prélèvement des échantillons d'eau

Les échantillons destinés à l'examen microbiologique doivent être prélevés au moyen de bouteilles stériles, d'une contenance de 200 à 500 mL, «sans danger pour l'environnement». Quand le prélèvement est fait à la main, la bouteille doit être tenue d'une main, près de la base et plongée dans l'eau le goulot vers le bas. On penche légèrement la bouteille vers le haut pour déloger l'air et on la pousse en avant, contre le courant, en l'éloignant du bateau ou de la plate-forme d'échantillonnage, afin d'éviter la contamination. L'échantillonnage doit être effectué à une profondeur de 15 à 30 cm sous la surface, qu'il s'agisse d'une eau profonde ou peu profonde. Quand le prélèvement est effectué à l'aide d'une perche d'échantillonnage, la bouteille doit être fixée dans son support de la façon recommandée, puis on retire le couvercle et on recueille l'échantillon en faisant le même mouvement que pour recueillir un échantillon à la main, en dirigeant la bouteille en amont et en l'éloignant de l'échantillonneur.

Dans les deux méthodes, une fois la bouteille sortie de l'eau, il faut verser une petite quantité de l'échantillon de façon à laisser une couche d'air permettant de mélanger l'échantillon avant d'effectuer l'analyse. On remet ensuite le bouchon, on étiquette la bouteille et on la place dans une glacière. Les échantillons doivent être prélevés et traités individuellement. Les échantillons mélangés ne sont pas acceptables.

6.1.4 Méthodes de prélèvement des échantillons de sédiments

Quand les observations indiquent que des plages pourraient être la source de maladies d'origine hydrique chez les baigneurs, il est recommandé de procéder à des échantillonnages de sédiments en vue d'une analyse de dépistage des germes pathogènes suspectés. De nombreuses enquêtes ont montré que les micro-organismes indicateurs de pollution et les bactéries pathogènes ont des périodes de survie prolongées dans les sédiments (p. ex., Burton et coll., 1987).

Les échantillons de sédiments peuvent être prélevés au moyen d'un bocal stérile à large ouverture et d'une contenance variant entre 250 et 500 mL, en observant les mêmes précautions aseptiques que pour le prélèvement des échantillons d'eau. Dans les eaux peu profondes, le bocal est poussé le long du fond afin de recueillir les matières se trouvant à l'interface sédiments-eau, jusqu'à ce qu'il soit à moitié plein. L'excès d'eau est rejeté, et l'échantillon est conservé selon les recommandations précédemment décrites. En eau plus profonde, on peut utiliser des bennes preneuses de Ponar ou d'Ekman, qui servent également à recueillir des invertébrés benthiques (*American Public Health Association* 1989). Quand les sédiments sont ramenés à la surface, un sous-échantillon est transféré de façon aseptique de la partie centrale des matières recueillies vers le bocal stérile.

6.1.5 Conservation et entreposage des échantillons

Des échantillons d'eau et de sédiments doivent être maintenus entre 1 et 5 °C et être traités dans les 30 heures suivant leur prélèvement. Pour le transport au laboratoire, les bouteilles d'échantillons doivent être placées dans une glacière contenant de la glace fondante ou des sachets frigorifiques. Pour éviter toute contamination, il faut éviter l'immersion totale des bouteilles dans l'eau. Les échantillons ne doivent jamais être congelés. Si l'on utilise des sachets frigorifiques, les échantillons doivent être protégés du contact direct de façon à éviter la congélation. La conservation à l'obscurité dans ces conditions (ou à 4 ou 5 °C dans un réfrigérateur) diminue le problème de prolifération et de mortalité pour une période allant jusqu'à 30 heures après le prélèvement. Une étude sur la conservation des échantillons, effectuée par Dutka et El-Shaarawi en 1980, indique que lorsque les échantillons d'eau sont entreposés à 1,5 °C, les concentrations de micro-organismes indicateurs restent stables pendant au moins 24 heures. La température de l'eau à l'origine, pas plus que la charge en bactéries et en nutriments, ne semble pas affecter la conservation.

Si les résultats des analyses doivent être utilisés en justice, ils doivent être livrés au laboratoire dans les six heures qui suivent leur prélèvement et être analysés dans les deux heures qui suivent leur réception, avec preuve de possession continue (*American Public Health Association* 1989).

6.2 Méthodes d'analyse microbiologique

6.2.1 *Escherichia coli* et coliformes fécaux

La 16e édition de *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (*American Public Health Association*, 1989) contient deux méthodes officielles de numération des coliformes fécaux : la technique de fermentation en tubes multiples ou méthode du nombre le plus probable (NPP) et la méthode de la membrane filtrante (MF).

Fermentation en tubes multiples ou méthode du nombre le plus probable (NPP)

Cette technique n'est pas une numération véritable des bactéries; c'est une méthode statistique qui permet d'obtenir un indice, qui est le nombre le plus probable de bactéries présentes dans un échantillon. Une série de tubes (généralement cinq, avec un nombre égal de témoins) de bouillon au lauryl tryptose est ensemencée avec des quantités décimales de l'échantillon; après un séjour de 48 heures à l'étuve à 35 °C, on détermine les tubes qui montrent la présence d'un développement des bactéries ou une production de gaz. Les tubes positifs sont repiqués dans un bouillon EC et portés à l'étuve à 44,5 °C pendant 24 heures. La présence de gaz produit au cours d'une période ne dépassant pas 24 heures est considérée comme une réaction positive et indique la présence de coliformes d'origine fécale. Le nombre de tubes positifs par dilution est comparé à un tableau des NPP qui donne une estimation du nombre le plus probable de coliformes fécaux par 100 mL d'échantillon. Si l'on désire obtenir une estimation de ***E. coli***, les tubes positifs en bouillon EC sont étalés sur gélose EMB et mis à l'étuve à 35 °C pendant 24 heures; les colonies isolées sont alors repiquées et identifiées par les techniques IMViC systématiques.

Cette méthode exige beaucoup de temps, de grandes quantités de milieux de culture ainsi que beaucoup de verrerie et d'espace dans les étuves; il faut en outre attendre 72 heures pour obtenir une confirmation. À l'exception des eaux troubles ou suspectées de contenir des micro-organismes nocifs, elle a été remplacée par la technique de la membrane filtrante. Cependant, l'addition de 4-méthylumbelliférone glucuronide (MUG) aux bouillons contenant des coliformes et des coliformes fécaux en vue de la détection directe de ***E. coli***, décrite par Feng et Hartman (1982), devrait rendre plus facile et plus rapide la numération de ***E. coli*** dans les échantillons troubles.

Technique de la membrane filtrante (MF)

Dans cette méthode, les coliformes fécaux sont comptés directement. L'eau (en général 100 mL) passe à travers un filtre qui retient les bactéries; le filtre est déposé sur la surface d'un milieu approprié (un bouillon mFC pour les coliformes fécaux) et mis à incuber. Après un séjour de 24 heures dans un bain-marie à 44,5 °C, on compte les colonies bleues caractéristiques des coliformes fécaux, et leur nombre est enregistré comme étant le nombre de coliformes fécaux par 100 mL d'échantillon. Avec les eaux utilisées à des fins récréatives qui sont contaminées par des eaux usées, il peut être nécessaire de diluer l'échantillon pour éviter d'obtenir un trop grand nombre de colonies sur la membrane. On a également décrit une méthode qui consiste à mettre la membrane à l'étude dans des conditions anaérobies, de façon à inhiber la croissance des bactéries non coliformes (Doyle et coll., 1984). Un inconvénient du bouillon mFC est son incapacité à faire la distinction entre ***E. coli*** et d'autres espèces thermotolérantes fermentant le lactose. Afin de résoudre ce

problème, on a mis au point une méthode MF qui permet de faire les numérations d'***E. coli*** dans l'eau (Dufour et coll., 1981). Cette méthode utilise un milieu (mTEC) pour les bactéries Gram-négatives lactose positives, une étape de réanimation pour les micro-organismes stressés et un test à l'uréase *in situ* destiné à différencier ***E. coli*** (uréase négatif) des autres coliformes fécaux thermotolérants (dont la plupart sont uréase positifs). Cette méthode devrait permettre de compter les ***E. coli*** dans la plupart des eaux de surface. Cependant, comme certaines sous-espèces de ***Klebsiella pneumoniae*** sont également uréases négatives, la méthode risque de ne pas être utile pour les eaux recevant des effluents industriels dont on sait qu'ils contiennent de hauts niveaux de ***Klebsiella pneumoniae***. Dans ce cas, il serait sans doute plus approprié d'utiliser le milieu mTEC comprenant de l'indoxyl bêta-D-glucoside (Shaw et Cabelli, 1980). Plus récemment, on a envisagé l'incorporation de 4-méthylumbelliférone glucuronide (MUG) dans les divers milieux destinés aux coliformes fécaux, afin d'augmenter leur spécificité à ***E. coli*** (Freier et Hartman, 1987; Brodsky, 1989; Young, 1989). Divers laboratoires du Canada sont sans doute désireux d'évaluer si ces méthodes sont applicables aux eaux utilisées à des fins récréatives de leurs régions.

Les avantages de la technique MF sont les suivants : économie d'espace, de temps et d'équipement, possibilité d'examiner des volumes d'eau importants, rapidité et facilité des examens et degré de reproductibilité important. Grâce à un équipement portatif, on peut l'employer directement sur place.

L'utilisation généralisée de la méthode MF a donné naissance à certains problèmes imprévus. De nombreux chercheurs ont montré qu'il existait des différences très importantes entre différentes marques de membranes en ce qui concerne leur capacité de récupérer les coliformes fécaux des eaux naturelles. Par exemple, Tobin et Dutka (1977) ont conclu que les membranes filtrantes n'avaient pas toutes la même capacité de récupérer les bactéries contenues dans les échantillons d'eau, et ils ont insisté sur la nécessité d'une normalisation. À part les différences entre les filtres de diverses marques, de nombreuses études ont également montré que la méthode du NPP permettait souvent d'obtenir une meilleure récupération des coliformes fécaux que la technique MF. On pense que les bouillons utilisés dans la méthode du NPP offrent un environnement plus favorable que le milieu sélectif et la structure membranaire de la technique MF pour la récupération et la croissance des coliformes fécaux stressés. Enfin, malgré ce problème, la technique MF, en particulier quand elle est utilisée avec des techniques de réanimation, est probablement suffisamment précise pour détecter de faibles différences dans l'indice de pollution d'une aire donnée quand celle-ci est échantillonnée régulièrement.

6.2.2 Entérocoques

Les entérocoques contenus dans l'eau de mer et dans l'eau douce des zones à vocation récréative sont généralement comptés au moyen de la technique MF décrite par la U.S.*Environmental Protection Agency* (1985). Après filtration d'une partie de l'échantillon, la membrane est placée sur gélose mE et mise en incubation à 41 °C pendant 48 heures. Les membranes sont alors transférées sur des plaques EIA (dosage immuno-enzymatique) ... remises en incubation pendant 20 minutes encore. Toutes les colonies de coloration rose à rouge avec des précipités noirs ou rougeâtres sont considérées comme des entérocoques. On a également étudié une modification de cette méthode MF à une seule étape (Dufour, 1989). Les eaux à forte turbidité et celles qui sont directement influencées par des eaux usées chlorées doivent être examinées au moyen de la technique NPP avec un bouillon à l'azide dextrose, en terminant par une confirmation au moyen de la gélose sélective Pfizer réservée aux entérocoques (*American Public Health Association*, 1989).

6.2.3 *Pseudomonas aeruginosa*

À propos de ***Pseudomonas aeruginosa***, il existe diverses méthodes de numération dans les eaux naturelles. Levin et Cabelli (1972) ont décrit une technique MF et un milieu mPA qui étaient plus efficaces et plus précis que les méthodes NPP en usage. Dutka et Kwan (1977) ont corroboré leurs résultats et, au moyen d'une légère modification du milieu mPA et d'une période d'incubation plus longue, ils ont augmenté la sensibilité du test. Brodsky et Ciebin (1978) ont encore modifié le milieu, ce qui leur a permis de rapporter des récupérations de ***P. aeruginosa*** comparables à celles qui avaient été obtenues par Dutka et Kwan, mais après 24 heures d'incubation seulement.

Cependant, si l'on doit examiner des eaux à forte turbidité ou des sédiments, c'est la technique NPP qui doit être employée (Environnement Canada, 1978; *American Public Health Association*, 1989). Cette méthode exige des périodes d'incubation prolongées, ainsi que la confirmation des tubes supposés positifs. Utilisant une technique NPP, Seyfried et ses collaborateurs (1985b) ont observé des récupérations de ***P. aeruginosa*** plus importantes à partir des sédiments qu'à partir des eaux ambiantes.

6.2.4 *Staphylococcus aureus*

L'*American Public Health Association* (1989) indique une technique expérimentale de numération NPP de ***Staphylococcus aureus*** dans l'eau. Une technique MF a été proposée pour la numération de ***S. aureus*** dans l'eau des piscines (Alico et Dragonjac, 1978) et elle s'est montrée utile dans les eaux utilisées à des fins récréatives (Seyfried, 1980). Récemment, on a mis au point un nouveau milieu MF destiné à la numération des staphylocoques totaux ainsi que des ***S. aureus*** (Borrego et coll., 1987a).

6.2.5 *Salmonella* et *Shigella*

Il existe pour l'isolement de ***Salmonella*** et de ***Shigella*** dans l'eau et les sédiments de nombreuses méthodes ayant recours à la concentration et à l'enrichissement, puis à l'identification et au dépistage au moyen de techniques d'immuno-fluorescence (Environnement Canada, 1978; *American Public Health Association*, 1989). On a également décrit des techniques NPP et MF destinées à la détermination quantitative de ***Salmonella*** (*American Public Health Association*, 1989).

6.2.6 *Aeromonas*

Il existe quelques méthodes qui permettent de faire la numération d'***Aeromonas*** en eau douce et en eau de mer. On s'est servi de la méthode NPP pour compter ***A. hydrophila*** dans de l'eau d'estuaire (Kaper et coll., 1981). On a également décrit des techniques MF destinées à l'eau douce et à l'eau de mer (Rippey et Cabelli, 1979; Havelaar et coll., 1987).

6.2.7 *Campylobacter jejuni*

À l'heure actuelle, il n'existe pas de méthode normalisée pour la numération ou la détection de ***Campylobacter jejuni*** dans l'eau (*American Public Health Association*, 1989). Cependant, on a déjà pratiqué la numération des espèces ***Campylobacter*** au moyen des méthodes NPP, suivies de techniques permettant d'identifier ***C. jejuni*** (Bolton et coll., 1987; Carter et coll., 1987).

6.2.8 *Legionella*

Des milieux et des méthodes permettant de faire l'isolement et la numération de ***Legionella*** dans l'eau ont été décrites (Calderson et Dufour, 1984; Hsu et coll., 1984; Voss et coll., 1984). L'*American Public Health Association* (1989) a également rassemblé de la documentation sur un prélèvement d'échantillons et sur l'identification et l'isolement des espèces ***Legionella***.

6.2.9 Protozoaires

La technique de récupération des protozoaires dans l'eau est complexe; elle comporte deux etapes : la concentration de volumes importants d'eau et une identification au microscope ordinaire, à contraste de phase ou à fluorescence.

L'*American Public Health Association* (1989) a décrit un dispositif d'échantillonnage utilisé pour la détection de ***Giardia lamblia***. Spaulding et coll., (1983) ont suggéré la quantification des cystes de ***Giardia*** au moyen de la membrane filtrante. Jakubowski et Ericksen (1979) ont revu les méthodes permettant de détecter les kystes de ***Giardia*** dans l'eau, et Sauch (1985) a étudié en détail leur identification microscopique.

Les ***Cryptosporidium*** spp. peuvent être concentrés à partir de l'eau au moyen de filtres à cartouche de polypropylène, ainsi que l'ont décrit Musial et ses collaborateurs (1987). L'identification des ookystes dans l'eau des rivières a été signalée par Ongerth et Stibbs (1987) et par Gallaher et coll., (1989).

6.2.10 Virus et coliphages

Grâce à des méthodes qui permettent de concentrer des virus à partir de volumes d'eau importants (Wallis et coll., 1972; Payment et coll., 1976; Sobsey et coll., 1980; Gerba et Goyal, 1982; Block et Schwartzbrod, 1982; Gerba, 1983; Payment et Trudel, 1988) et grâce à leur détection par des méthodes extrêmement sensibles (Payment et Trudel ,1985; Margolin et coll., 1986), on peut actuellement faire l'analyse virologique des eaux de surface. Dans une certaine mesure, la méthodologie qui permet de concentrer et d'isoler les virus à partir de volumes importants d'eau a été normalisée (*American Public Health Association*, 1989), si bien qu'il est possible de surveiller des eaux utilisées à des fins récréatives dans les cas où les données épidémiologiques l'exigent. L'utilisation de filtres à micropores chargés positivement a été recommandée par Sobsey et Jones (1979), mais les filtres à fibres de verre torsadées en profondeur se sont montrés moins coûteux (Payment et Trudel, 1988).

Il existe maintenant des méthodes plutôt simples, rapides et peu coûteuses pour la surveillance des coliphages et des bactériophages dans l'eau. L'une des techniques les plus sensibles pour la numération des coliphages dans l'eau ou les effluents est décrite dans *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (*American Public Health Association*, 1989) et utilise ***E. coli*** (ATCC 13706) comme hôte.

6.2.11 Phytoplancton toxique

La présence d'espèces de couleur bleu vert présentant un risque de toxicité peut être déterminée au microscope, mais cette méthode ne permet pas de distinguer les espèces toxiques de celles qui ne le sont pas, car elles se ressemblent fortement.

En vue de remplacer les méthodes utilisées antérieurement, qui sont plus longues et font appel à la filtration sur gel (Krishnamurthy et coll., 1986), il a été proposé d'effectuer des analyses chimiques rapides par chromatographie liquide à haute performance en phase inversée (Harada et coll., 1988), par CLHP et colonnes à surface interne en phase inversée (Meriluoto et Eriksson, 1988) de même que par chromatographie sur couche mince à haute performance (Jamel Al-Layl et coll., 1988) dans le cas des toxines agissant sur le foie et provenant de ***Microcystis aeruginosa*** et de ***Anabaena flos-aquae***.

Le dosage biologique standard sur souris (Bishop et coll., 1959; Elleman et coll., 1978) constitue une méthode rapide d'évaluation globale de la présence et de la toxicité des hépatotoxines. La durée de survie est une mesure de la toxicité. Falconer et coll., (1981) ainsi que Siegelman et coll., (1984) offrent également des guides d'interprétation des résultats. Codd et coll., (1989) décrivent des tests de cytotoxicité ***in vitro***, des dosages immunologiques et d'autres méthodes nouvelles qui viennent s'ajouter au dosage biologique standard sur souris.

L'analyse chimique de la neurotoxine alcaloïde anatoxine-a provenant d'***Anabaena flos-aquae*** peut être effectuée en quelques heures (Smith et Lewis, 1987). Ikawa et coll., (1982) ainsi que Sasner et coll., (1984) décrivent les analyses chimiques des aphantoxines d'***Aphanizomenon flos-aquae***.

Pour recueillir des échantillons d'eau destinés à l'identification microscopique et à la numération des espèces d'algues, on doit se servir d'un flacon de verre de 100 mL muni d'un couvercle à fermeture rapide. Quand l'échantillon est prélevé, on doit, pour sa conservation, y ajouter quelques gouttes d'une solution de Lugol, jusqu'à ce qu'il prenne la coloration du thé. L'échantillon doit être maintenu réfrigéré.

Pour les essais de toxicité ainsi que pour l'extraction et l'identification des toxines, les échantillons doivent être prélevés au moyen de deux contenants Nalgene d'un litre. La masse d'algues prélevée doit être suffisante pour remplir aux trois quarts chaque contenant. Les échantillons doivent être congelés immédiatement après leur prélèvement, et maintenus dans cet état afin d'empêcher les toxines de se décomposer.

Les animaux que l'on soupçonne d'être morts empoisonnés par les algues bleues doivent être autopsiés par le chirurgien vétérinaire local. Au cours d'une enquête, il peut être approprié de prélever des échantillons d'eau afin d'y rechercher les principaux polluants et pesticides, les constituants chimiques habituels, les nutriments et d'en évaluer la qualité bactériologique.

7. Affichage relatif aux eaux utilisées à des fins récréatives

Quand l'autorité appropriée a déterminé qu'une plage ou un plan d'eau ne convenait pas à l'utilisation récréative, le public doit en être avisé. Normalement, cela comporte l'installation d'un ou de plusieurs panneaux aux endroits les plus visibles le long de la plage ou du rivage. Ces affiches doivent indiquer de façon claire et concise les risques pour la santé et les mesures recommandées. Le texte et les symboles employés doivent être simples et faciles à comprendre; ils doivent indiquer avec clarté l'autorité responsable de la décision. Enfin, l'affichage doit être laissé en place aussi longtemps que nécessaire, mais retiré rapidement dès la disparition des risques pour la santé.

Annexe 1 :

Évaluation de l'hygiène du milieu d'une zone de baignade

Nom de la plage : _____ Plan d'eau : _____

Type d'eau : Eau douce ____ Eau de mer ____ Eau d'estuaire ____

Emplacement : _____

Propriétaire ou responsable : _____

Adresse : _____ N° de téléphone : _____

Risques microbiologiques

Au besoin, consulter les ministères de la Santé, de l'Environnement ou de l'Agriculture.

Eaux usées	O	N
La qualité de l'eau risque-t-elle d'être affectée par les déversements provenant :		
a. d'installations privées d'évacuation d'eaux usées sur le site?	___	___
b. d'installations communales de traitement d'eaux usées?	___	___
c. d'activités agricoles?	___	___

Eaux de ruissellement	O	N
La qualité de l'eau risque-t-elle d'être affectée par des ruissellements provenant :	___	___
a. d'émissaires d'évacuation d'eaux de pluie urbaines?	___	___
b. de terres cultivées?	___	___
c. d'écoulements naturels?	___	___

N. B. : Toute réponse positive doit entraîner une enquête détaillée et une analyse des risques.

Risques physiques

Accès	O	N
1. La plage est-elle protégée de l'accès par les véhicules?	___	___
2. La zone réservée aux baigneurs est-elle protégée de l'accès par les embarcations?	___	___

Rivage	O	N
1. Le rivage est-il exempt de grosses roches, d'objets pointus ou d'autres objets dangereux?	___	___
2. Le rivage est-il exempt d'arbres ou de buissons risquant de gêner la visibilité?	___	___

Description du fond de l'eau	O	N
1. Le fond est-il constitué de matières qui ne se dispersent pas facilement?	___	___
2. Le fond est-il en pente douce?	___	___
3. Le fond est-il exempt de gros rochers, d'objets aigus ou de tout autre obstacle?	___	___
4. La profondeur maximale de la zone réservée aux nageurs est-elle inférieure à 4,5 mètres?	___	___
5. Le fond est-il exempt d'herbes?	___	___

Description de l'eau	O	N
1. La profondeur de l'eau reste-t-elle constante pendant la saison?	___	___
2. Les courants latéraux et circulaires ont-ils été estimés sans danger?	___	___
3. A-t-on vérifié s'il n'existait pas de risque de contre-courants en profondeur ou de courants portant au large menaçant les véliplanchistes?	___	___
4. Existe-t-il un espace libre de 2,8 à 3,7 mètres carrés par nageur?	___	___

N. B. : Toute réponse négative doit entraîner une enquête détaillée et une analyse des risques.

Risques chimiques

Au besoin, consulter les ministères de l'Environnement ou de l'Agriculture.

Produits chimiques La qualité de l'eau risque-t-elle d'être affectée par :	O	N
1. des déversements d'origine industrielle?	___	___
2. des écoulements d'origine agricole?	___	___
3. le mouillage et la navigation des embarcations?	___	___

N. B. : Toute réponse positive doit entraîner une enquête détaillée et une analyse des risques.

Mécanismes de déclaration

	O	N
1. Existe-t-il des mécanismes officiels pour la déclaration à l'autorité de santé locale des évacuations et des déversements anormaux de déchets, des effluents détournés des installations de traitement, etc.?	___	___
2. Existe-t-il un mécanisme de déclaration des maladies ou des blessures qui permettrait d'effectuer une surveillance épidémiologique efficace?	___	___

Recommandations relatives à l'échantillonnage et à l'affichage

_____

_____

_____

_____

_____

Date de l'évaluation

_____

Autorité responsable

_____

Bibliographie

Alico, R. et Dragonjac, M. 1978. «***Staphylococcus aureus*** as an indicator of swimming pool water quality». Abrégé, Assemblé annuelle de l'Am. Soc. Microbiol. 1978:211.

Allen, M. 1989. Communication. Nouveau-Brunswick ministère de la Santé et des services communautaires.

American Public Health Association. 1989. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 16e édition. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, Washington, D.C.

Andre, D.A., Weiser, H.H. et Maloney, G.W. 1967. «Survival of bacterial enteric pathogens in farm pond water». J. Am. Water Works Assoc. 59:503-508.

Anonyme. 1974. «Shigellosis associated with swimming in the Mississippi River». Morbid. Mortal. Wkly. Rep. 23:398-399.

Aziz, K.M.S. 1974. «Diarrhea toxin obtained from a waterbloom-producing species, ***Microcystis aeruginosa*** Kutzing». Science 183:1206-1207.

Babin, J., Prepas, E.E., Murphy, T.P. et Hamilton, H.R. 1989. «A test of the effects of lime on algal biomass and total phosphorus concentrations in Edmonton stormwater retention lakes». Lake and Reservoir Management, 5:129-135.

Bastein, J.A.P., Vanderwint, J., Beauchamp, M., Toxopeus, R. et Tennant, A.D. 1974. «Bacteriological Water Quality, Gatineau Park Beaches, National Capital Commission 1974». Environment Canada Surveillance Report EPS-5-OR-74-1.

Basu, P.K., Avaria, M., Cutz, A. et Chipman, M. 1984. «Ocular effects of water from acidic lakes: an experimental study». Can. J. Ophthalmol. 19:134-141.

Bates, R., Shaffer, P. et Sutherland, S. 1977. «Development of poliovirus having increased resistance to chlorine inactivation». Appl. Environ. Microbiol. 34:849-853.

Beckman, E.L. 1963. «Thermal protection during immersion in cold water». *In* Proceedings of the 2nd Symposium on Underwater Physiology. C.J. Lambertson and L.J. Greenbaum (eds.). National Academy of Sciences, Washington, D.C. pp. 247-266.

Bell, J.B., Zaal, J.E.J., Macrae, W. et Vanderpost, J.M. 1978. «A Bacteriological Study of the North Saskatchewan River in the Reaches from Prince Albert to Nipawin, Saskatchewan». Environment Canada Surveillance Report EPS-5-NW-78-5.

Benenson, A.S. 1985. Control of Communicable Diseases in Man. 14e édition. American Public Health Association.

Berg, G. 1978. «The indicator system». *In* Indicators of Viruses in Water and Food. G. Berg (ed.). Ann Arbor Science Publ., Ann Arbor, Mich. pp. 1-13.

Berg, G. et Metcalf, T.G. 1978. «Indicators of viruses in waters». *In* Indicators of Viruses in Water and Food. G. Berg (ed.). Ann Arbor Science Publ., Ann Arbor, Mich. pp. 267-296.

Bergey's Manual of Systematic Bacteriology. 1986. The Williams & Wilkins Co., Baltimore, Md.

Billings, W.H. 1981. «Water associated human illness in northeast Pennsylvania and its suspected association with blue-green algae blooms». *In* The Water Environment: Algal Toxins and Health. W.W. Carmichael (ed.). Plenum Press, New York, N.Y. pp. 243-255.

Bishop, C.T., Anet, E.F.L.J. et Gorham, P.R. 1959. «Isolation and definition of the fast death factor in ***Microcystis aeruginosa*** NRC-1». Canadian Journal of Biochemistry and Physiology. 37:453-471.

Bitton, G., Farrah, S., Montague, C., Binford, M., Scheuerman, P. et Watson, A. 1985. Survey of Virus Isolation Data from Environmental Samples. Report to the U.S. Environmental Protection Agency.

Black, A.P. et Christman, R.E. 1963. «Characteristics of colored surface waters». J. Am. Water Works Assoc. 55:897-912. Cited in Schindler and Alberts (1974).

Blaser, H. et Newman, L. 1982. «A review of human salmonellosis: I. Infective dose». Rev. Infect. Dis. 4: 1096-1106.

Blaser, M.J., Hardesty, H.L. et Powers, B. 1980. «Survival of ***Campylobacter fetus*** subsp. ***jejuni*** in biological milieus». J. Clin. Microbiol. 11:309-313.

Block, J. et Schwartzbrod, L. 1982. Analyse virologique des eaux. Technique et documentation, Lavoisier, Paris.

Bolton, F.J., Coates, D., Hutchison, D.N. et Godfree, A.F. 1987. «A study of thermophilic ***Campylobacter*** in a river system». J. Appl. Bacteriol. 62: 167-176.

Borczyk, A., Thompson, S., Smith, D. et Lior, H. 1987. «Waterborne outbreak of ***Campylobacter laridis*** associated gastroenteritis». Lancet i:164-165.

Borrego, J.J., Florido, P.R., Mrocek, P.R. et Romero, P. 1987a. «Design and performance of a new medium for the quantitative recovery of ***Staphylococcus aureus*** from recreational waters». J. Appl. Bacteriol. 63:85-93.

Borrego, J.J., Morinigo, M.A., de Vincente, A., Cornax, R. et Romero, P. 1987b. «Coliphages as an indicator of fecal pollution in water, its relationship with indicators and pathogenic microorganisms». Water Res. 21:1473.

Boyd, W.L. et Boyd, J.W. 1962. «Viability of thermophiles and coliform bacteria in Arctic soils and water». Can. J. Microbiol. 8:189-192.

Brabender, W., Hinthorn, D., Asher, M., Lindsey, N. et Liu, C. 1983. «***Legionella pneumophila*** wound infection». J. Am. Med. Assoc. 250: 3091-3092.

Bradley, D.E. 1967. «Ultrastructure of bacteriophages and bacteriocins». Bacteriol. Rev. 31:230.

Brenniman, G.R., Rosenberg, S.H. et Northrop, R.L. 1981. «Microbial sampling variables and recreational water quality standards». Am. J. Public Health 71:283-289.

Brodsky, M. 1989. Communication. Ministère de la Santé de l'Ontario.

Brodsky, M.H. et Ciebin, B.W. 1978. «Improved medium for recovery and enumeration of ***Pseudomonas aeruginosa*** from water using membrane filters». Appl. Environ. Microbiol. 36:36-42.

Brown, H.S., Bishop, D.R. et Rowan, C.A. 1984. «The role of skin absorption as a route of exposure for volatile organic compounds in drinking water». Am. J. Public Health 74:479-484.

Brown, M.B., Campbell, E.A., Richards, A.D. et Wheeler, D. 1987. «Sewage pollution of bathing water». Lancet ii:1208-1209.

Bryan, J.A., Lehmann, J.D., Setiady, I.F. et Hatch, M.H. 1974. «An outbreak of hepatitis-A associated with recreational lake water». Am. J. Epidemiol. 99:145-154.

Burton, G.A., Gunnison, D. et Lanza, G.R. 1987. «Survival of pathogenic bacteria in various freshwater sediments». Appl. Environ. Microbiol. 53: 633-648.

Cabelli, V.J. 1977. «Indicators of recreational water quality». Am. Soc. Test. Mater. Spec. Tech. Publ. 635:222-238.

Cabelli, V.J. 1979. «Evaluation of recreational water quality, the EPA approach». *In* Biological Indicators of Water Quality. A. James et L. Evison (eds.). Wiley-Interscience, London. pp. 14-1 to 14-23.

Cabelli, V.J. 1983. «Health Effects Criteria for Marine Recreational Waters». U.S. Environmental Protection Agency Report EPA-600/1-80-031.

Cabelli, V.J., Levin, M.A., Dufour, A.P. et McCabe, L.J. 1975. «The development of criteria for recreational waters». *In* Discharge of Sewage from Sea Outfalls. A.L.H. Gameson (ed.). Pergamon Press, Oxford. pp. 63-73.

Cabelli, V.J., Kennedy, H. et Levin, M.A. 1976. «***Pseudomonas aeruginosa*** fecal coliform relationship in estuarine and fresh recreational waters». J. Water Pollut. Control Fed. 48:367-376.

Cabelli, V.J., Dufour, A.P., Levin, M.A., McCabe, L.J. et Habermann, P.W. 1979. «Relationship of microbial indicators to health effects at marine bathing beaches». Am. J. Public Health 69:690-696.

Cabelli, V.J., Dufour, A.P., McCabe, L.J. et Levin, M.A. 1983. «A marine recreational water quality criterion consistent with indicator concepts and risk analysis». J. Water Pollut. Control Fed. 55:1306-1314.

Calderson, R.L. et Dufour, A.P. 1984. «Media for the detection of ***Legionella*** spp. in environmental water samples». *In* Proceedings of the 2nd International Symposium on ***Legionella***. C. Thornsberry, A. Balows , J.C. Feeley and W. Jakubowski (eds.). American Society for Microbiology, Washington, D.C. pp. 290-292.

Caldwell, G., Lindsay, N., Wulff, H., Donnely, D. et Bohl, F. 1974. «Epidemic of adenovirus type 7 conjunctivitis in swimmers». Am. J. Epidemiol. 99: 230-234.

Caplenas, N.R. et Kanarek, M.S. 1984. «Thermotolerant non-fecal source *K. pneumoniae*: Validity of the fecal coliform test in recreational waters». Am. J. Public Health 74:1273-1275.

Carmichael, W.W. et Gorham, P.R. 1978. «Anatoxins from clones of *Anabaena flos-aquae* isolated from lakes of western Canada». Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. 21:285-295.

Carmichael, W.W., Jones, C.A., Mahmood, N.A. et Theiss, W.C. 1985. «Algal toxins and water-based diseases». Crit. Rev. Environ. Control 15:275-313.

Carmichael, W.W. 1988. «Toxins of freshwater algae». *In* Handbook of Natural Toxins, Marine Toxins et Venoms. Vol. 3. A.T. Tu (ed.). Marcel Dekker, New York, N.Y. pp. 121-147.

Carter, A.M., Pacha, R.E., Clark, G.W. et Williams, E.A. 1987. «Seasonal occurrence of *Campylobacter* spp. in surface waters and their correlation with standard indicator bacteria». Appl. Environ. Microbiol. 53:523-526.

Cassisi, N., Cohn, A., Davidson, T. et Witten, B.R. 1977. «Diffuse otitis externa: Clinical and microbiologic findings in the course of a multicenter study on a new otic solution». Ann. Otal. Rehnol. Laryngol. 86:1.

Cherry, W.B., Hanks, J.B., Thomason, B.M., Murlin, A.M., Briddle, J.W. et Croom, J.M. 1972. «Salmonellae as an index of pollution of surface waters». Appl. Microbiol. 24:334-340.

Christman, R.E. et Ghassimi, M. 1966. The Nature of Organic Color in Water. Univ. Wash. Coll. Eng. Dep. Civ. Eng. 45 pp. Cited in Giesy and Briese (1977).

Churchland, L.M. et Kan, G. 1982. «Variation in fecal pollution indicators through tidal cycles in the Fraser River Estuary». Can. J. Microbiol. 28:239-247.

Clausen, E.M., Green, B.L. et Litsky, W. 1977. «Fecal streptococci: Indicators of pollution». Am. Soc. Test. Mater. Spec. Tech. Publ. 635:247-264.

Codd, G.A., Brooks, W.P., Priestley, I.M., Poon, G.K. et Bell, S.G. 1989. «Production, detection, and quantification of cyanobacterial toxins». Toxicity Assessment: An International Journal. 4:499-511.

Cohen, J. et Shuval, H.I. 1973. «Coliforms, fecal coliforms, and fecal streptococci as indicators of water pollution». Water Air Soil Pollut. 2:85-95.

Corber, S. 1988. Communication. Regional Municipality of Ottawa-Carleton.

Craun, G.F. 1976. «Microbiology-waterborne outbreaks». J. Water Pollut. Control Fed. 48:1378-1397.

Craun, G.F. 1986. Waterborne Diseases in the United States. CRC Press, Inc., Boca Raton, Fla.

Cross, T.F. et Southgate, T. 1980. «Mortalities of fauna of rocky substrates in south-west Ireland associated with the occurrence of ***Gyrodinium aureolum*** blooms during autumn 1979». J. Mar. Biol. Assoc. U.K. 60:1071-1073.

D'Antonio, R., Winn, R., Taylor, J., Gustafson, T., Current, W., Rhodes, M., Gary, G. et Zajac, R. 1985. «A waterborne outbreak of cryptosporidiosis in normal hosts». Ann. Intern. Med. 103:886-888.

Davis, W.A., Kane, J.G. et Garagusi, V.P. 1978. «Human ***Aeromonas*** infections: a review of the literature and a case report of endocarditis». Medicine (Baltimore) 57:267-277.

Denis, F.A., Blanchouin, E., deLignieres, A. et Flamen, P. 1974. «Coxsackie A16 infection from lake water». J. Am. Med. Assoc. 228:1370-1371.

Dewailly, E., Poirier, C. et Meyer, F. 1986. «Health hazards associated with wind-surfing on polluted water». Am. J. Public Health 76:690-691.

Dillenberg, H.O. et Dehnel, M.K. 1960. «Toxic waterbloom in Saskatchewan 1959». Can. Med. Assoc. J. 83:1151-1154.

Dillon, P.J., Jeffries, D.S., Snyder, W., Reid, R., Yan, N.D., Evans, D., Moss, J. et Scheider, W.A. 1978. «Acidic precipitation in south-central Ontario: Recent observations». J. Fish. Res. Board Can. 35:809-815.

Dimitracopoulos, G., Kalkani-Boussiakou, H. et Papavassiliou, J. 1977. «Animal fecal carriership and biotypes of ***Staphylococcus aureus***». Appl. Environ. Microbiol. 34:461-464.

Doyle, J.D., Tunnicliff, B., Brickler, S.K., Kramer, R.E. et Sinclair, N.A. 1984. «Anaerobic incubation of membrane filter cultures for improved detection of fecal coliforms from recreational waters». Appl. Environ. Microbiol. 48: 324-326.

Drake, C.H. 1966. «Evaluation of culture media for the isolation and enumeration of ***Pseudomonas aeruginosa***». Health Lab. Sci. 3:10.

Dudley, R.H., Hekimian, K.K. et Mechalas, B.J. 1976. «A scientific basis for determining recreational water quality criteria». J. Water Pollut. Control Fed. 48:2761-2777.

Dufour, A.P. 1977. «***Escherichia coli***: The fecal coliform». Am. Soc. Test. Mater. Spec. Tech. Publ. 635:45-58.

Dufour, A.P. 1984. «Health Effects Criteria for Fresh Recreational Waters». U.S. Environmental Protection Agency Report EPA-600/1-84-004.

Dufour, A.P. 1989. Communication. U.S. Environmental Protection Agency.

Dufour, A.P. et Cabelli, V.J. 1976. «Characteristics of Klebsiella from textile finishing plant effluents». J. Water Pollut. Control Fed. 48:872-879.

Dufour, A.P., Strickland, E.R. et Cabelli, V.J. 1981. «Membrane filter method for enumerating ***Escherichia coli***.» Appl. Environ. Microbiol. 41:1152-1158.

Duncan, I.B.R. 1988. «Waterborne ***Klebsiella*** and human disease». Toxic. Assess. 3:581-598.

Dutka, B.J. et Bell, J.A. 1973. «Isolation of salmonellae from moderately polluted waters». J. Water Pollut. Control Fed. 45:316-324.

Dutka, B.J. et El-Shaarawi, A.H. 1980. «Microbiological water and effluent sample preservation». Can. J. Microbiol. 26:921-929.

Dutka, B.J. et Kwan, K.K. 1977. «Confirmation of single step membrane filtration procedure for estimating ***Pseudomonas aeruginosa*** densities in water». Appl. Environ. Microbiol. 33:240-245.

Dutka, B.J. et Kwan, K.K. 1980. «Bacterial die-off and stream transport studies». Water Res. 14:909-915.

Dutka, B.J., El-Shaarawi, A., Martins, M.T. et Sanchez, P.S. 1987. «North and South American studies on the potential of coliphage as a water quality indication». Water Res. 21:1127.

Edelstein, P. 1985. «Environmental aspects of ***Legionella***». ASM News 51:460-467.

Elleman, T.C., Falconer, I.R., Jackson, A.R.B. et Runnegar, M.T. 1978. «Isolation, chacterization and pathology of the toxin from a ***Microcystis aeruginosa*** (=*Anacystis Cyanea*) bloom». Australian Journal of Biological Sciences. 31: 209-218.

Elliot, E.L. et Colwell, R.R. 1985. «Indicator organisms for estuarine et marine waters». FEMS Microbiol. Rev. 32:61-79.

Environnement Canada. 1972. Guidelines for Water Quality Objectives and Standards. Direction des eaux intérieures. Tech. Bull. No. 67.

Environnement Canada. 1978. Methods for Microbiological Analysis of Waters, Wastewaters and Sediments. Direction des eaux intérieures, Division des opérations scientifiques, Centre canadien des eaux intérieures, Burlington.

Environnement Canada. 1981. Analytical Methods Manual. Direction des eaux intérieures. Direction générale des eaux intérieures.

Environnement Canada et ministère de l'Environnement de l'Ontario. 1978. Microbiological Characteristics of Urban Storm Water Run-offs in Central Ontario. Research Report No. 87. Ministre des Approvisionnements et Services Canada, Ottawa.

Evans, J.B. 1977. «Coagulase-positive staphylococci as indicators of potential health hazards from water». Am. Soc. Test. Mater. Spec. Tech. Publ. 635: 126-130.

Ewing, W.H., Hugh, R. et Johnson, J.G. 1961. «Studies on the ***Aeromonas*** Group». Center for Disease Control, Atlanta, Ga.

Falconer, I.R., Jackson, A.R.B., Langley, J. et Runnegar, M.T. 1981. «Liver pathology in mice in poisoning by the blue-green alga ***Microcystis aeruginosa***». Australian Journal of Biological Sciences. 34: 179-187.

Farrant, J., Drury, A., et Thompson, R. 1988. «Legionnaires' disease following immersion in a river». Lancet ii:460.

Fattal, B., Peleg-Olevsky, E., Yoshpe-Purer, Y. et Shuval, H.I. 1986. «The association between morbidity among bathers and microbial quality of seawater». Water Sci. Technol. 18:59-69.

Favero, M.S., Drake, C.H. et Randall, G. 1964. «Use of staphylococci as indicators of swimming pool pollution». Public Health Rep. 79:61-70.

Felbeck, G.T. 1965. «Structural chemistry of soil humic substances». Adv. Agron. 17:327-368. Cited in Giesy and Briese (1977).

Felbeck, G.T. 1971. «Chemical and biological characterization of humic matter». *In* Soil Biochemistry 2. A.D. McLoren and J. Skeyins (eds.). Marcel Dekker, New York, N.Y. pp. 55-56. Cited in Giesy and Briese (1977).

Feng, P.C. et Hartman, P.A. 1982. «Fluorogenic assays for immediate confirmation of ***Escherichia coli***». Appl. Environ. Microbiol. 43:1320-1329.

Flaig, W. 1964. «Effects of microorganisms in the transformation of lignin to humic substances». Geochim. Cosmochim. Acta 28:1523-1535. Cited in Giesy et Briese (1977).

Foy, H., Cooney, M. et Hatlen, J. 1968. «Adenovirus type 3 epidemic associated with intermittent chlorination of a swimming pool». Arch. Environ. Health 17:795-802.

Freier, T.A. et Hartman, P.A. 1987. «Improved membrane filtration media for enumeration of total coliforms and ***Escherichia coli*** from sewage and surface waters». Appl Environ. Microbiol. 53:1246-1250.

Fuhs, G.W. 1975. «A probabilistic model of beach safety». Sci. Total Environ. 4:165-175.

Gage, S.D. 1924. «The control of oil pollution in Rhode Island». J. Boston Soc. Civ. Eng. 11:237. Cited in McKee and Wolfe (1963).

Gallaher, M., Herndon, J., Nims, L., Sterling, C., Grabowski, D. et Hull, H. 1989. «Cryptosporidiosis and surface water». Am. J. Public Health 79:39-42.

Geldreich, E.E. 1966. «Sanitary Significance of Fecal Coliforms in the Environment». Water Pollution Control Research Series No. WP-20-3, Government Printing Office, Washington, D.C.

Geldreich, E.E. 1970. «Applying bacteriological parameters to recreational water quality». J. Am. Water Works Assoc. 62:113-120.

Geldreich, E.E. 1972. «Water pathogens». *In* Water Pollution Microbiology. R. Mitchell (ed.). Wiley-Interscience. pp. 207-241.

Geldreich, E.E. 1976. «Microbiology of water». J. Water Pollut. Control Fed. 48:1338-1356.

Geldreich, E.E., Huff, C.B., Bordner, R.H., Kabler, P.W. et Clark, H.F. 1962. «The faecal coli-aerogenes flora of soils from various geographic areas». J. Appl. Bacteriol. 25:87-93.

Geldreich, E.E., Best, L.C., Kenner, B.A. et Van Donsel, D.J. 1968. «The bacteriological aspects of stormwater pollution». J. Water Pollut. Control Fed. 40:1861-1872.

Gerba, C. 1983. «Methods for recovering viruses from the water environment». *In* Viral Pollution of the Water Environment. G. Berg (ed.). CRC Press, Boca Raton, Fla.

Gerba, C. 1988.Communication. The University of Arizona, Tucson, Ariz.

Gerba, C. et Goyal, S. 1982. Methods in Environmental Virology. Marcel Dekker Inc., New York, N.Y.

Gerba, C., Rose, J. et Singh, S. 1985. «Waterborne gastroenteritis and viral hepatitis». Crit. Rev. Environ. Control 15:213-236.

Gibson, A.K. et Smith, J.R. 1988. «The Use of Enterococci as an Indicator of Receiving Water Quality». Greater Vancouver Regional District.

Giesy, J.P. et Briese, L.A. 1977. «Metals associated with organic carbon extracted from Okefenokee swamp water». Chem. Geol. 20:109-120.

Goldberg, D., Collier, P., Fallon, R., McKay, T., Markwick, T., Wrench, J., Emslie, J., Forbes, G., Macpherson, A. et Reid, D. 1989. «Lochgoilhead fever: Outbreak of non-pneumonic Legionellosis due to ***Legionella micdadei***». Lancet i:316-318.

Goodrich, T.D., Stuart, D.G., Bissonnette, G.K. et Walter, W.G. 1970. «A bacteriological study of the waters of Bozeman Creek's south fork drainage». Mont. Acad. Sci. 30:59-65.

Gosselin, F.M. 1979. «Compared survival of ***Escherichia coli*** and ***Salmonella*** typhimurium in cold water». Ann. Microbiol. 130B:197.

Goyal, W.M., Gerba, C.P. et Melnick, J.L. 1978. «Prevalence of human enteric viruses in coastal canal communities». J. Water Pollut. Control Fed. 50: 2247-2256.

Greensmith, C., Stanwick, R., Elliot, B. et Fast, M. 1988. «Giardiasis associated with the use of a water slide». Pediatr. Infect. Dis. 7:91-94.

Griffin, J. 1977. «Pathogenic free-living amoeba. *In* Parasitic Protozoa». Vol. 2. J. Kreier (ed.). Academic Press, New York, N.Y.

Gust, I. et Purcell, R. 1987. «Report of a workshop: Waterborne non-A, non-B hepatitis». J. Infect. Dis. 156:630-635.

Hallenbeck, W.H. et Brenniman, G.R. 1989. «Risk of fatal amoebic meningencephalitis from waterborne ***Naegleria fowleri***». Environ. Manage. 13:227-232.

Hanson, M.J. et Stefan, H.G. 1984. «Side effects of 58 years of copper sulfate treatment of the Fairmont Lakes», Minnesota. Water Res. Bull. 20:889-900.

Hanson, P.G., Standridge, J., Jarrett, F. et Maki, D.G. 1977. «Freshwater wound infection due to ***Aeromonas hydrophila***». J. Am. Med. Assoc. 238:1053-1055.

Harada, K.I., Matsuura, K.,Suzuki, M., Oka, H., Watanabe, M.F., Oishi, S., Dahlem, A.M., Beasley, V.R. et Carmichael, W.W. 1988. «Analysis and purification of toxic peptides from cyanobacteria by reversed-phase high-performance liquid chromatography». Journal of Chromatography. 448:275-283.

Harter, L., Frost, F., Greunfelder, G., Perkins-Jones, K. et Libby, J. 1984. «Giardiasis in an infant and toddler swim class». Am. J. Public Health 74: 155-156.

Havelaar, A.H., During, M. et Versteegh, J.F.M. 1987 «Ampicillin-dextrin agar medium for the enumeration of ***Aeromonas*** species in water by membrane filtratio.:». J. Appl. Bacteriol. 62:279-287.

Hawley, H.B., Morin, D.P., Geraghty, M.E., Tomkow, J. et Phillips, C.A. 1973. «Coxsackievirus epidemic at a boys' camp. Isolation of virus from swimming water». J. Am. Med. Assoc. 226:33-36.

Hazen, T.C., Fliermans, C.B., Hirsch, R.P. et Esch, G.W. 1978. «Prevalence and distribution of ***Aeromonas hydrophila*** in the United States». Appl. Environ. Microbiol. 36:731-738.

Hendricks, C.W. 1971. «Increased recovery rate of salmonellae from stream bottom sediments versus surface waters». Appl. Microbiol. 21:379-380.

Hendricks, C.W. 1972. «Enteric bacterial growth in river water». Appl. Microbiol. 24:168-174.

Henson, E.B. 1966. «Aquatic insects as inhalant allergens: A review of American literature». Ohio J. Sci. 66:529-532. Cited in National Academy of Sciences (1973).

Hill, G.A. et Grimes, D.J. 1984. «Seasonal study of a freshwater lake and migratory waterfowl for ***Campylobacter jejuni***». Can. J. Microbiol. 30: 845-849.

Hoadley, A.W. 1977. «Potential health hazards associated with ***Pseudomonas aeruginosa*** in water». Am. Soc. Test. Mater. Spec. Tech. Publ. 635: 80-114.

Hoadley, A.W. et Knight, D.E. 1975. «External otitis among swimmers and non-swimmers». Arch. Environ. Health 30:445-448.

Hoadley, A.W., Kemp, W.M., Firmin, A.C., Smith, G.T. et Schelhorn, P. 1974. «Salmonellae in the environment around a chicken processing plant». Appl. Microbiol. 27:818-857.

Hoeffler, D.E. 1977. «Swimmers' itch (cercarial dermatitis)». Cutis 1977: 461-467.

Hsu, S., Martin, R. et Wentworth, B. 1984. «Isolation of ***Legionella*** species from drinking water». Appl. Environ. Microbiol. 48:830-832.

Huntley, B.E., Jones, A.E. et Cabelli, V.J. 1976. «***Klebsiella*** densities in waters receiving wood pulp effluents». J. Water Pollut. Control Fed. 48: 1766-1771.

International Association of Milk, Food and Environmental Sanitarians, Inc. 1979. Procedures to Investigate Waterborne Illness. 1re édition. Ames, Iowa.

International Joint Commission. 1977. New and Revised Great Lakes Water Quality Objectives. Vol. II. An International Joint Commission Report to the Governments of the United States and Canada.

Ikawa, M., Wegener, K., Foxall, T.D. et Sasner, J.J. 1982. «Comparison of the toxins of the blue-green alga ***Aphanizomenon flos-aquae*** with the ***Gonyaulax*** toxins». Toxicon. 20: 747-751.

Isaac-Renton, J.L., Fogel, D., Stibbs, H.H. et Ongerth, J.E. 1987. «***Giardia*** and ***Cryptosporidium*** in drinking water». Lancet i:973-974.

Jakubowski, W. et Ericksen, T. 1979. «Methods for detection of ***Giardia*** cysts in water supplies». *In* Waterborne Transmission of Giardiasis. W. Jakubowski et J. Hoff (eds.). U.S. Environmental Protection Agency EPA-600/9-79-001. pp. 193-210.

Jamel Al-Layl, K., Poon. G.K. et Codd, G.A. 1988. «Isolation and purification of peptide and alkaloid toxins from ***Anabaena flos-aquae*** using high-performance thin-layer chromatography». Journal of Microbiological Methods. 7: 251-258.

Jones, E.H. 1965. External Otitis: Diagnosis and Treatment. C.C. Thomas Publ., Springfield, Ill.

Jones, M. et Newton, W. 1950. «The survival of cysts of ***Entamoeba histolytica*** in water at temperatures between 45° and 55°C». Am. J. Trop. Med. 30:51-58.

Joseph, S.W., Daily, P.O., Hunt, W.S., Seidler, R.J., Allen, D.A. et Colwell, R.R. 1979. «***Aeromonas*** primary wound infection of a diver in polluted waters». J. Clin. Microbiol. 10:46-48.

Kaper, J.B., Lockman, H. et Colwell, R.R. 1981. «***Aeromonas hydrophila***: Ecology and toxicology of isolates from an estuary». J. Appl. Bacteriol. 50:359-377.

Kappus, K., Marks, J., Holman, R., Kenicott, B.J., Baker, C., Gary, W. et Greenberg, H. 1982. «An outbreak of Norwalk gastroenteritis associated with swimming in a pool and secondary person-to-person transmission». Am. J. Epidemiol. 16:834-839.

Keatinge, W.R. 1969. Survival in Cold Water: The Physiology and Treatment of Immersion Hypothermia and of Drowning. Blackwell Scientific Publ., Oxford. 135 pp.

Koopman, J., Eckert, E., Greenberg, H., Strohm, B., Isaacson, R. et Monto, A. 1982. «Norwalk virus enteric illness acquired by swimming exposure». Am. J. Epidemiol. 115:173-177.

Kott, Y., Roze, N., Speber, S. et Betzer, N. 1974. «Bacteriophages as viral pollution indications». Water Res. 8:165.

Kott, Y., Ben-Ari, H. et Vinokur, L. 1978. «Coliphage survival as viral indicator in various wastewater quality effluents». Prog. Water Technol. 10:337.

Kreider, M.B. 1964. «Pathogenic effects of extreme cold». *In* Medical Climatology. S. Licht et E. Licht (eds.). New Haven, Conn. pp. 428-468.

Krishnamurthy, T., Carmichael, W.W. et Sarver, E.W. 1986. «Toxic peptides from freshwater cyanobacteria (blue-green algae). Isolation, purification and characterization of peptides from ***Microcystis aeruginosa*** and ***Anabaena flos-aquae***». Toxicon: 24: 865-873.

Kush, B.J. et Hoadley, A.W. 1980. «A preliminary survey of the association of ***Pseudomonas aeruginosa*** with commercial whirlpool bath waters». Am. J. Public Health 70:279.

Lanyi, B., Gregacs, M. et Adam, M.M. 1966. «Incidence of ***Pseudomonas aeruginosa*** serogroups in water and human feces». Acta Microbiol. Acad. Sci. Hung. 13:319.

Larsen, J.L. et Willeberg, P. 1984. «The impact of terrestrial and estuarial factors on the density of environmental bacteria and fecal coliforms in coastal waters». Zentralbl. Bakteriol. Hyg. 179:308-323.

Le Maistre, C., Sappenfield, R., Culbertson, C., Carter, F., Offut, A., Black, H. et Brooke, M. 1956. «Studies of a waterborne outbreak of amoebiasis, South Bend, Indiana. I. Epidemiological aspects». Am. J. Hyg. 64:30-45.

Lessard, E.J. et Sieburth, J.M. 1983. «Survival of natural sewage populations of enteric bacteria in diffusion and batch chambers in the marine environment». Appl. Environ. Microbiol. 45:950-959.

Levin, M.A. et Cabelli, V.J. 1972. «Membrane filter technique for enumeration of ***Pseudomonas aeruginosa***». Appl. Microbiol. 24:864-870.

Levy, G.E. et Folstad, J.W. 1969. «Swimmers' itch». Environment 11:14-21.

Lin, S.D. 1985. «***Giardia lamblia*** and water supply». J. Am. Water Works Assoc. 77:40-47.

Lund, E. 1978. «Human pathogens as potential health hazards». Ambio 7:56-61.

Mackenthun, K.M. et Keup, L.E. 1970. «Biological problems encountered in water supplies». J. Am. Water Works Assoc. 62:520-526.

Makintubee, S., Mallonee, J. et Istre, G.R. 1987. «Shigellosis outbreak associated with swimming». Am. J. Public Health 77:166-168.

Mallman, W.L. 1962. «Cocci test for detecting mouth and nose pollution of swimming pool water». Am. J. Public Health 52:2001-2008.

Mangione, E., Remis, R., Tait, K., McGee, H., Gorman, G., Wentworth, B., Baron, P., Hightower, A., Barbaree, J. et Broome, C. 1982. «An outbreak of Pontiac fever related to whirlpool use, Michigan 1982». J. Am. Med. Assoc. 253:535-539.

Mann, E., Sekla, L., Nayar, G. et Koschik, C. 1986. «Infection with ***Cryptosporidium*** spp. in humans and cattle in Manitoba». Med. J. Vet. Res. 50:174-178.

Margolin, A., Hewlett, M. et Gerba, C. 1986. «Use of a C-DNA dot-blot by hybridization technique for detection of enteroviruses in water» *In* Proceedings of a Water Quality Technology Conference, Houston, Tex., December 8-11, 1985. American Water Works Association.

Mates, A. et Schaffer, M. 1988. «Quantitative determination of ***E. coli*** from faecal coliforms in seawater». Microbios 53:161-165.

Matsen, J.M., Spindler, J.A. et Blosser, R.O. 1974. «Characterization of ***Klebsiella*** isolates from natural receiving waters and comparison with human isolates». Appl. Microbiol. 28:672-678.

McCabe, L.J. et Craun, G.F. 1975. «Status of waterborne diseases in the U.S. and Canada». J. Am. Water Works Assoc. 67:95-98.

McCambridge, J. et McMeekin, T.A. 1981. «Effect of solar radiation and predacious microorganisms on survival of fecal and other bacteria». Appl. Environ. Microbiol. 41:1083-1087.

McClausland, W.J. et Cox, P.J. 1975. «*Pseudomonas* infection traced to motel whirlpool». J. Environ. Health 37:455-459.

McFeters, G.A., Bissonnette, G.K., Jezeski, J.J., Thomson, C.A. et Stuart, D.G. 1974. «Comparative survival of indicator bacteria and enteric pathogens in well water». Appl. Microbiol. 27:829-838.

McKee, J.E. et Wolfe, J.W. 1963. «Water Quality Criteria». 2e édition. State Water Quality Board Publication 3A, Sacramento, Calif.

McLean, D. 1965. «Transmission of viral infections by recreational water». *In* Transmission of Viruses by the Water Route. Interscience Publ., New York, N.Y.

McLeod, J.A. et Bondar, G.S. 1952. «A case of suspected algal poisoning in Manitoba». Can. J. Public Health 43:347-350.

Melnick, J.L. 1976. «Viruses in water: an introduction». *In* Viruses in Water. G. Berg (ed.). American Public Health Association, Washington, D.C. pp. 3-10.

Menon, A.S. 1985. «*Salmonella* and pollution indicator bacteria in municipal and food processing effluents and the Cornwallis River». Can. J. Microbiol. 31:598-603.

Mentzing, L.-O. 1981. «Waterborne outbreaks of *Campylobacter enteritis* in central Sweden». Lancet i:352-354.

Meriluoto, J.A.O. et Erikkson, J.E. 1988. «Rapid analysis of peptide toxins in cyanobacteria». Journal of Chromatography. 438: 93-99.

Ministère de l'Environnement de l'Ontario. 1984. «Microorganisms in Recreational Waters». Scientific Criteria Document for Standard Development No. 1-84.

Ministère de la Santé nationale et du Bien-être social. 1977. Qualités microbiologiques des eaux potables. Direction de l'hygiène du milieu 77-EHD-2, Ottawa.

Ministère de la Santé nationale et du Bien-être social. 1983. Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada. 75 pp.

Ministère de la Santé nationale et du Bien-être social. 1989. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada. Direction de l'hygiène du milieu 4e édition. Ottawa.

Molnar, W.G. 1946. «Survival of hypothermia by men immersed in the ocean». J. Am. Med. Assoc. 131:1046-1050.

Mood, E.W. 1968. «The Role of Some Physico-chemical Properties of Water as Causative Agents of Eye Irritation of Swimmers». Report of the Committee of Water Quality Criteria. Federal Water Pollution Control Administration, U.S. Department of the Interior. pp. 15-16.

Moore, R.E. 1977. «Toxins from blue-green algae». BioScience 27:797-802.

Musial, C., Arrowood, M., Sterling, C. et Gerba, C. 1987. «Detection of ***Cryptosporidium*** in water using polypropylene cartridge filters». Appl. Environ. Microbiol. 53:687-692.

National Academy of Sciences. 1973. Water Quality Criteria (1972). U.S. Environmental Protection Agency EPA 3-73-003.

National Academy of Sciences. 1977. Drinking Water and Health, Part I. Washington, D.C.

National Technical Advisory Committee. 1968. Water Quality Criteria. Federal Water Pollution Control Administration, Washington, D.C.

National Water Quality Data Bank (NAQUADAT). 1988. Direction de la qualité des eaux, Direction des eaux intérieures, Environenment Canada, Ottawa.

Neil, J.H. 1957. «Problems and control of unnatural fertilization of lake waters». *In* Proceedings of the 12th Industrial Waste Conference, Purdue University, May. pp. 301-316.

Neil, J.H. 1975. «***Cladophora*** in the Great Lakes». H. Shear et D. Konasewich (eds.). International Joint Commission, Windsor. 179 pp.

Newburgh, L.H. 1949. Physiology of Heat Regulation and the Science of Clothing. W.B. Saunders Company, Philadelphia, Pa. p. 457.

Nicholls, K.H., Beaver, J.L. et Estabrook, R.H. 1980. «Lakeside Odours in Ontario and New Hampshire Caused by ***Chrysochromulina breviturrita*** Nich. (Prymnesiophyceae)». APIOS Technical Report No. 001/81, Ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto. 11 pp.

O'Donoghue, J.G. et Wilton, G.S. 1951. «Algae poisoning in Alberta». Can. J. Comp. Med. 15:193-198.

Ongerth, J. et Stibbs, H. 1987. «Identification of ***Cryptosporidum*** oocysts in river water». Appl. Environ. Microbiol. 53:672-676.

Oriz, J.S. 1977. «The use of ***Staphylococcus aureus*** as an indicator of bather's pollution». Réunion annuelle de l'Am. Soc. Microbiol. 77:271.

Paffenbarger, R.S., Berg, G., Clarke, N.A., Stevenson, R.E., Poller, B.G. et Hyde, R.T. 1959. «Viruses and illness at a boys' summer camp». Am. J. Hyg. 70:254-274.

Pagel, J.E., Qureshi, A.A., Young, D.M et Vlassoff, L.T. 1982. «Comparison of four membrane filter methods for fecal coliform enumeration». Appl. Environ. Microbiol. 43:787-793.

Palmateer, G. 1980. Communication. Ministère de l'Environnement de l'Ontario .

Palmateer, G. 1989. Communication. Ministère de l'Environnement de l'Ontario.

Palmer, C.M. 1962. «Algae in Water Supplies». U.S. Public Health Service Publication No. 657, Washington, D.C.

Palmquist, A.F. et Jankow, D. 1973. «Evaluation of ***Staphylococcus aereus*** as indicators of bacterial quality of swimming pools». J. Environ. Health 36: 230-232.

Paul, R.A. 1972. «An environmental model for swimming pool bacteriology». Am. J. Public Health 62:770-772.

Payment, P. 1977. «L'analyse virologique de l'eau». Eau Que. 10:14-18.

Payment, P. 1984. «Viruses and bathing beach quality». Can. J. Public Health 75:43-48.

Payment, P. et Trudel, M. 1985. «Immunoperoxidase method with human immune serum globulin for broad spectrum detection of cultivable viruses: application to enumeration of cultivable viruses in environmental samples». Appl. Environ. Microbiol. 50:1308.

Payment, P. et Trudel, M. 1988. «Wound fiberglass depth filters as a less expensive approach for the concentration of viruses from water». Can. J. Microbiol. 34:271-272.

Payment, P., Gerba, C.P., Wallis, C. et Melnick, J.L. 1976. «Methods for concentrating viruses from large volumes of estuarine water on pleated membranes». Water Res. 10:893-896.

Payment, P., Lemieux, M. et Trudel, M. 1982. «Bacteriological and virological analysis of water from four freshwater beaches». Water Res. 16:939-943.

Payment, P., Affrayon, F. et Trudel, M. 1988. «Detection of animal and human enteric viruses in water from the Assomption River and its tributaries». Can. J. Microbiol. 34:967-973.

Petrovicova, A., Simkova, A. et Cervenka, J. 1988. «Enteroviruses and coliphages in different water ecosystems». Z. Gesamte Hyg. 34:522.

Philipp, R., Evans, E.J., Hughes, A.O., Grisdale, S.K., Endicott, R.G. et Jephcott, A.E. 1985. «Health risks of snorkel swimming in untreated water». Int. J. Epidemiol. 14:624-627.

Pickert, A. et Botzenhart, K. 1985. «Survival of ***Campylobacter jejuni*** in drinking water, river water and sewage». Zentralbl. Bakteriol. Hyg. B 182: 49-57.

Pipes, W.O. (ed.). 1978. Water Quality and Health Significance of Bacterial Indicators of Pollution Workshop Proceedings. Drexel University, Philadelphia, Pa., and National Science Foundation. 228 pp.

Plotkin, S.A. et Katz, M. 1967. «Minimal infective doses of viruses for man by the oral route». *In* Transmission of Viruses by the Water Route. G. Berg (ed.). J. Wiley & Sons, New York, N.Y. pp. 151-166.

Popoff, M.Y., Coymault, C., Kiredjan, M. et Lemelin, M. 1981. «Polynucleotide sequence relatedness among motile ***Aeromonas*** species». Curr. Microbiol. 5:109-114.

Porter, J., Ragazzoni, H., Buchanon, J., Waskin, H., Juranek, D. et Parkin, W. 1988. «*Giardia* transmission in a swimming pool». Am. J. Public Health 78:659-662.

Prepas, E.E. et Murphy, T.P. 1988, «Sediment – water interactions in farm dugouts previously treated with copper sulphate». Lake and Reservoir Management, 4:161-168.

Press, E. 1969. «An interstate drowning study». Am. J. Public Health 58: 2275-2289.

Qureshi, A.A. 1977. Microbiological Characteristics of Storm Water Runoffs at East York (Toronto) and Guelph Separate Storm Sewers. Research Report No. 87, Research Program for the Abatement of Municipal Pollution under Provisions of the Canada-Ontario Agreement on Great Lakes Water Quality.

Qureshi, A.A. et Dutka, B.J. 1979. «Storm runoff microbiology adds to concern». Water Sewage Works 126:86-88.

Raber, I. et Breslin, C.W. 1978. «Tolerance of artificial tears – The effects of pH». Can. J. Ophthalmol. 13:247-249.

Ramoz-Alverez, M. et Sabin, A.B. 1956. «Intestinal viral flora of healthy children demonstrated by monkey kidney tissue culture». Am. J. Public Health 46:295-299.

Ratnam, S., Hogan, K., March, S.B. et Butler, R.W. 1986. «Whirlpool-associated folliculitis caused by ***Pseudomonas aeruginosa***: Report of an outbreak and review». J. Clin. Microbiol. 233:655-659.

Reid, G.K. et Wood, R.D. 1976. Ecology of Inland Waters and Estuaries. D. Van Nostrand Co., Toronto. pp. 138-146.

Reynolds, C.S. et Walsby, A.E. 1975. «Water-blooms». Biol. Rev. 50:437-481.

Richard, D.S., Beattie, K.A., et Codd, G.A. 1983. «Toxicity of cyanobacterial blooms from Scottish fresh waters». Environ. Technol. Lett. 4:377-382.

Rippey, S.R. et Cabelli, V.J. 1979. «Membrane filter for enumeration of ***Aeromonas hydrophila*** in fresh waters». Appl. Environ. Microbiol. 38: 108-113.

Rippey, S.R., Adams, W.N. et Watkins, W.D. 1987. «Enumeration of fecal coliforms and ***E. coli*** in marine and estuarine waters: An alternative to the APHA-MPN approach». J. Water Pollut. Control Fed. 59:795-798.

Robertson, W.J. et Tobin, R.S. 1983. «The relationship between three potential pathogens and pollution indicator organisms in Nova Scotian coastal waters». Can. J. Microbiol. 29:1261-1269.

Robinson, D.A. 1981. «Infective dose of ***Campylobacter jejuni*** in milk». Br. Med. J. 282:1584.

Rokosh, D.A., Rao, S.S. et Jurkovic, A.A. 1977. «Extent of effluent influence on lake water determined by bacterial population distributions». J. Fish. Res. Board Can. 34:844-849.

Rose, J.B. 1988. «Occurrence and significance of ***Cryptosporidium*** in water». J. Am. Water Works Assoc. 80: 53-58.

Rosenberg, M.L., Hazlet, K.K., Schaefer, J., Wells, J.G. et Pruneda, R.C. 1976. «Shigellosis from swimming». J. Am. Med. Assoc. 256:1849-1852.

Royal Life Saving Society of Canada. 1978. Proceedings of the Cold Water Symposium, May 8. p. 7.

Rutkowski, A.A. et Sjogren, R.E. 1987. «Streptococcal population profiles as indicators of water quality». Water Air Soil Pollut. 34:273-284.

Ruttner, F. 1963. Fundamentals of Limnology. 3e édition. Traduit par by D.G. Frey et F.E.J. Fry. University of Toronto Press, Toronto.

Sacks, J.J., Lieb, S., Baldy, L.M., Berta, S., Patton, C.M., White, M.C., Bigler, W.J. et Witte, J.J. 1986. «Epidemic campylobacteriosis associated with a community water supply». Am. J. Public Health 76:424-428.

Sasner, J.J., Jr., Ikawa, M. et Foxall, T.L. 1984. «Studies on ***Aphanizomenon*** and ***Microcystis*** toxins». *In* Seafood Toxins. E.P. Ragelis (ed.). American Chemical Society Symposium Series 262. pp. 391-406.

Sattar, S.A. 1978a. Viral Pollution of the Ottawa River and its Possible Impact on the Quality of Potable and Recreational Waters in the Ottawa Area – Phase I. Rapport final au ministère de l'Environnement de l'Ontario, Rapport de recherche, contrat No. 77-044-11. 103 pp.

Sattar, S.A. 1978b. Viruses, Water and Health. Presse de l'Université d'-Ottawa, Ottawa. 106 pp.

Sattar, S.A. 1981. Virus survival in receiving waters. *In* Viruses and Wastewater Treatment. M. Goddard and M. Butler (eds.). Pergamon Press, Toronto.

Sattar, S.A. et Westwood, J.C.N. 1977. «Isolation of apparently wild strains of poliovirus type 1 from sewage in the Ottawa area». Can. Med. Assoc. J. 116:25-27.

Sattar, S.A. et Westwood, J.C.N. 1978. «Viral pollution of surface waters due to chlorinated primary effluents». Appl. Environ. Microbiol. 36:427-431.

Sauch, J. 1985. «Use of immunofluorescence and phase contrast microscopy for detection and identification of ***Giardia*** cysts in water samples». Appl. Environ. Microbiol. 50:1434-1438.

Scarpino, P.V. 1975. «Human enteric viruses and bacteriophages as indicators of sewage pollution». *In* Discharge of Sewage from Sea Outfalls. A.L.H. Gameson (ed.). Pergamon Press, Oxford. pp. 49-61.

Schindler, J.E. et Alberts, J.J. 1974. «Analysis of organic-inorganic associations of four Georgia reservoirs». Arch. Hydrobiol. 74:429-440.

Schnitzer, M. et Khan, S.U. 1972. Humic Substances in the Environment. Marcel Dekker Inc., New York, N.Y. p. 3.

Schuett, W. et Rapoport, H. 1962. «Saxitoxin, in the paralytic shellfish poison. Degradation to a pyrrolopyrimidine». J. Am. Chem. Soc. 84:2266-2267.

Schwimmer, M. et Schwimmer, D. 1968. «Medical aspects of phycology». *In* Algae, Man and the Environment. F. Jackson (ed.). Plenum Press, New York, N.Y. pp. 279-358.

Seidler, R.J., Allen, D.A., Lockman, H., Colwell, R.R., Joseph, S.W. et Daily, O.P. 1980. «Isolation, enumeration and characterization of ***Aeromonas*** from polluted waters encountered in diving operations». Appl. Environ. Microbiol. 39:1010-1018.

Sekla, L., Stackiw, W., Kay, C. et VanBuckenhout, L. 1980. «Enteric viruses in renovated water in Manitoba». Can. J. Microbiol. 26:518-523.

Sekla, L., Stackiw, W., Buchanan, A. et Parker, S. 1982. «***Legionella pneumophilia*** pneumonia». Can. Med. Assoc. J. 126:116-118.

Sekla, L., Williamson, D., Greensmith, C., Balacko, G., Brown, D. et Stackiw, W. 1987. «Bacteriological characteristics of 15 freshwater beaches in Manitoba». Can. J. Public Health 78:181-184.

Seligmann, E.G. 1951. A Study of Streptococci and Micrococci as Indicators of Pollution in Swimming Pool Water. Thesis, Michigan State College of Agriculture and Applied Science, East Lansing, Mich. Cited in Favero *et al.* 1964.

Senior, V.E. 1960. «Algal poisoning in Saskatchewan». Can. J. Comp. Med. 24:26-31.

Seyfried, P.L. 1973. The Examination of Recreational Waters for the Incidence of ***Pseudomonas aeruginosa*** and Coagulase-positive ***Staphylococcus aureus*** and their Potential as Indicators of Water Quality. Direction des eaux intérieures Contrat nº KW 412-3-0828, Environnement Canada, Ottawa.

Seyfried, P.L. 1980. Epidemiological Study of Disease Incidence Related to Recreational Use of Great Lakes Waters – Phase III Report. Rapport d'études (contrat) au ministère de la Santé nationale et du Bien-être social, 27 mars.

Seyfried, P.L. 1987. Supplementary Analysis of Novel Data Collected During a Survey of Rivers and Beaches in 1983. Research Report, RAC Project No. 89 PL, ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto. pp. 18-23.

Seyfried, P.L., Brown, N.E., Cherwinsky, C.L., Jenkins, G.D., Cotter, D.A., Winner, J.M. et Tobin, R.S. 1984. «Impact of sewage treatment plant effluents on surface waters». Can. J. Public Health 75:25-31.

Seyfried, P.L., Tobin, R.S., Brown, N.E. et Ness, P.F. 1985a. «A prospective study of swimming-related illness I. Swimming associated health risk». Am. J. Public Health 75:1068-1070.

Seyfried, P.L., Tobin, R.S., Brown, N.E. et Ness, P.F. 1985b. «A prospective study of swimming-related illness II. Morbidity and the microbiological quality of water». Am. J. Public Health 75:1071-1075.

Shaw, D.R. et Cabelli, V.J. 1980. «R-Plasmid transfer frequencies from environmental isolates of ***Escherichia coli*** to laboratory and fecal strains». Appl. Environ. Microbiol. 40:756-764.

Sherry J.P. 1986. «Temporal distribution of faecal pollution indicators and opportunistic pathogens at a Lake Erie bathing beach». J. Great Lakes Res. 12:154-160.

Shuval, H.I. 1975. «The case for microbial standards for bathing beaches». *In* Discharge of Sewage from Sea Outfalls. A.L.H. Gameson (ed.). Pergamon Press, Oxford. pp. 95-101.

Siegelman, H.W., Adams, W.H., Stoner, R.D. et Slatkin, D.N. 1984. «Toxins of ***Microcystis aeruginosa*** and their hematological and histopathological effects». *In* Seafood Toxins. E.P. Ragelis (ed.). American Chemical Society Symposium Series 262. pp. 407-413.

Simkova, A. et Cervenka, J. 1981. «Coliphages as ecological indicators of enteroviruses in various water systems». Bull. W.H.O. 59:611.

Smith, R.A., et Lewis, D. 1987. «A rapid analysis of water for Anatoxin A, the unstable toxic alkaloid from ***Anabaena flos-aquae***, the stable non-toxic alkaloids left after bioreduction and a related amine which may be nature's precursor to Anatoxin A». Veterinary and Human Toxicology. 29: 153-154

Smith, J.R. 1988. Communication. Greater Vancouver Regional District.

Smith, R.J. et Twedt, R.M. 1971. «Natural relationship of indicator and pathogenic bacteria in stream waters». J. Water Pollut. Control Fed. 43: 2200-2209.

Smith, R.J., Twedt, R.M. et Flanigan, L.K. 1973. «Relationships of indicators and pathogenic bacteria in stream waters». J. Water Pollut. Control Fed. 45:1736-1745.

Sobsey, M. 1989. «Inactivation of health-related microorganisms in water by disinfection processes». Water Sci. Technol. 21:179-195.

Sobsey, M. et Jones, B. 1979. «Concentration of poliovirus from tap water using positively charged microporous filters». Appl. Environ. Microbiol. 37:588-599.

Sobsey, M., Glass, J., Carrick, R., Jacobs, R. et Rutala, W. 1980. «Evaluation of the tentative standard method for enteric virus concentration from large volumes of tap water». J. Am. Water Works Assoc. 72:292.

Soll, M.D. et Williams, M.C. 1985. «Mortality of a white rhinoceros (***Ceratotherium simum***) suspected to be associated with the blue-green alga ***Microcystis aeruginosa***». J. S. Afr. Vet. Assoc. 56:49-51.

Spaulding, J., Pacha, R. et Clark, G. 1983. «Quantitation of ***Giardia*** cysts by membrane filtration». J. Clin. Microbiol. 18:713-715.

Stevenson, A.H. 1953. «Studies of bathing water and health». Am. J. Public Health 43:529-538.

Stewart, A.G., Barnum, D.A. et Henderson, J.A. 1950. «Algal poisoning in Ontario». Can. J. Comp. Med. 14:197-202.

Subrahmanyan, T.P. 1977. Occurrence of Viruses in Natural Waters Used for Recreational Purposes in Ontario. Rapport de bourse de recherche provinciale PR 557 à la Direction de la recherche, ministère de la Santé de l'Ontario.

Subrahmanyan, T.P., Cherwinsky, C.L., Wilson, I.J. et Palmateer, G. 1979. «Virological examination of wastewaters during a polio outbreak». Can. J. Public Health 70:53 (Abstract).

Taft, C.E. 1965. Water and Algae, World Problems. Educational Publ., Chicago, Ill.

Tangen, K. 1977. «Blooms of ***Gyrodinium aureolum*** (Dinophyceae) in north European waters, accompanied by mortality in marine organisms». Sarsia 63:123-133.

Taylor, D.N., Brown, M. et McDermott, K.T. 1982. «Waterborne transmission of ***Campylobacter enteritis***». Microb. Ecol. 8:347-354.

Taylor, D.N., McDermott, K.T., Little, J.R., Wells, J.G. et Blaser, M.J. 1983. «***Campylobacter enteritis*** from untreated water in the Rocky Mountains». Ann. Intern. Med. 99:38-40.

Tobin, R.S. et Dutka, B.J. 1977. «Comparison of the surface structure, metal binding and fecal coliform recoveries of nine membrane filters». Appl. Environ. Microbiol. 34:69-79.

Trimbee, A.M. et Prepas, E.E. 1987. «Evaluation of total phosphorous as a predictor of the relative biomass of blue-green algae with emphasis on Alberta lakes». Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science. 44:1337-1342.

Turnbull, P.C., Lee, J.V., Miliotis, M.D., Van de walle, S., Koornhof, H.J., Jeffery, L. et Bryant, T.N. 1984. «Enterotoxin production in relation to taxonomic grouping and source of isolation of ***Aeromonas*** spp». J. Clin. Microbiol. 19:175-180.

United States-Canada Research Consultation Group on the Long-Range Transport of Air Pollutants. 1979. The LRTAP Problem in North America: A Preliminary Overview. Coprésidé par A.P. Altshieller (U.S.) et G.A. McBean (Canada), Ministère des Affaires extérieures et le State Department.

U.S. Environmental Protection Agency. 1978a. Human Viruses in the Aquatic Environment: A Status Report with Emphasis on the EPA Research Program. Report to Congress, EPA-570/9-78-006, Washington, D.C.

U.S. Environmental Protection Agency. 1978b. Urban Stormwater Management Workshop Proceedings, Edison, N.J., December 1, 1977, EPA-600/9-78-017. pp. 110.

U.S. Environmental Protection Agency. 1985. Test Methods for ***Escherichia coli*** and Enterococci in Water by the Membrane Filtration Procedure. EPA-600/4-85/076, Cincinnati, Ohio.

U.S. Environmental Protection Agency. 1986. Ambient Water Quality Criteria for Bacteria. EPA-440/5-84/002.

Van Donsel, D.J. et Geldreich, E.E. 1971. «Relationships of salmonellae to fecal coliforms in bottom sediments». Water Res. 5:1079-1087.

Van Donsel, D.J., Geldreich, E.E. et Clarke, N.A. 1967. «Seasonal variations in survival of indicator bacteria in soil and their contribution to stormwater pollution». Appl. Microbiol. 15:1362-1370.

Vlassoff, L.T. 1977. «***Klebsiella***». Am. Soc. Test. Mater. Spec. Tech. Publ. 635:275-288.

Vlassoff, L.T. 1981. Communication. Ministère de l'Environnement de l'Ontario.

Von Graevenitz, A. 1985. «***Aeromonas*** and ***Plesiomonas***». *In* Manual of Clinical Microbiology. 4e édition. E.H. Lennette, A. Balows, W.J. Hausler, et H.J. Shadomy (eds.). American Society for Microbiology, Washington, D.C. pp. 278-281.

Voss, L., Button, K.S., Rheins, M.S. et Tuovinen, O.H. 1984. «Sampling methodology for enumeration of ***Legionella*** spp. in water distribution systems». *In* Proceedings of the 2nd International Symposium on ***Legionella***. C. Thornsberry, A. Balows, J.C. Feeley, et W. Jakubowski (eds.). American Society for Microbiology, Washington, D.C. pp. 290-292.

Wallis, C., Homma, A. et Melnick, J.L. 1972. «A portable virus concentrator for testing water in the field». Water Res. 6:1249-1256.

Walter-Offenhauser, R. et Horn, K. 1974. «Sanitary- virological investigation of surface waters». Gig. Sanit. 9:72. Cited by Berg and Metcalf (1978).

Wang, W.L.L., Dunlop, S.G. et Munson, P.S. 1966. «Factors influencing the survival of ***Shigella*** in wastewater and irrigation water». Water Pollut. Control Fed. 38:1775-1781.

Ward, R. et Akin, E. 1984. «Minimum infectious dose of animal viruses». CRC Crit. Rev. Environ. Control 14:297-310.

Ward, R., Bernstein, D., Young, E., Sherwood, J., Knolton, D. et Schiff, G. 1986. «Human rotavirus studies in volunteers: determination of infectious dose and serological response to infection». J. Infect. Dis. 159:871-880.

Warrington P. 1989. Communication. Ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique.

Williamson, D.A. 1988. A Four Year Study of Bacteriological Characteristics at Recreational Beaches, Manitoba, Canada. Manitoba Environment and Workplace Safety and Health, Water Standards and Studies Report 88-7.

Wilson, L.A. et Ahearn, D.G. 1977. «***Pseudomonas*** induced corneal ulcers associated with contaminated eye mascara». Am. J. Ophthalmol. 84:112.

Wolf, H.W. 1972. «The coliform count as a measure of water quality». *In* Water Pollution Microbiology. R. Mitchell (ed.). Wiley-Interscience, Toronto. pp. 333-345.

Yan, N.D. 1980. Communication. Ministère de l'Environnement de l'Ontario.

Young, L.S. et Armstrong, D. 1972. «***Pseudomonas aeruginosa*** infections». CRC Crit. Rev. Clin. Lab. Sec. 3:291-347.

Young, M. 1989. Communication. Ministère de l'Environnement de l'Ontario.